Hacia una cuantificación de estrés ecológico en el embalse de Rincón del Bonete (Uruguay)

Fernando J. Amestoy Rosso

Tesis de Doctorado en Biología, Opción Zoología

Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas(PEDECIBA)

Facultad de Ciencias, Universidad de la República

Montevideo

2001

Aprobación de la Tesis

Hacia una cuantificación de estrés ecológico en el embalse de Rincón del Bonete (Uruguay)

Orientador: ____

Dr. Omar Defeo Gorospe

Aprobada por:

____

Dr. Raúl Vaz Ferreira

____

Dr. Rubén Budelli

____

Dr. Dimitri Severov

____

Dr. Nestor Mazzeo

Montevideo, 2001

RESUMEN

La presente tesis respondió preguntas importantes para el conocimiento del embalse de Rincón del Bonete (EdRB) y para la obtención de los puntos de referencia para la determinación de estrés ecológico en el mismo. Los objetivos específicos comprendieron la determinación de los aspectos limnológicos más relevantes, la caracterización del embalse según su estado trófico, así como el conocimiento del estado de explotación de la especie íctica mas relevante desde el punto de vista comercial. Se determinaron indicadores que permitieron aportar información de base para cuantificar el grado de perturbación del embalse a fin de adoptar estrategias de conservación y manejo, así como definir las zonas más sensibles de impacto ambiental. Se evaluó la variabilidad espacio-temporal de los componentes bióticos y abióticos que pudieran emplearse como indicadores de estrés y se realizó un diagnóstico del EdRB empleando métodos holísticos (índices y modelos morfoedáficos), empíricos (técnicas hidroacústicas) y modelos analíticos basados en una descripción más detallada del stock (análisis virtual de poblaciones). Se encontró un gradiente marcado desde la represa hacia la entrada del río al embalse, fundamentalmente en cuanto a la transparencia del agua, concentración de fosfatos, conductividad y densidad de organismos fitoplanctónicos y zooplanctónicos.

Los indicadores basados en organismos zooplanctónicos lo clasificarían como un ambiente mesotrófico. Los resultados obtenidos con técnicas hidroacústicas y pesca experimental, sugieren un patrón de distribución espacio-temporal, caracterizado por desplazamientos de los peces entre el cuerpo central del embalse y los brazos, asociado a la época del año o al régimen hidrológico. Se propuso un indicador del estado de estrés (IR) basado en las técnicas hidroacústicas, que relaciona la ictiomasa potencialmente reclutable a la pesquería con la ictiomasa total. El IR mostró variaciones espaciales que evidenciaron áreas de cría de peces y al comparar para un mismo ambiente las variaciones anuales, se obtuvo un indicador de estrés.

El análisis de largo plazo (1991-1999) mostró que la tararira (*Hoplias malabaricus malabaricus*) está siendo sometida a un fuerte estrés debido a la presión de pesca realizada en el EdRB. Las diferentes aproximaciones metodológicas y variables empleadas para evaluar el estado de situación del EdRB, muestran efectos antropogénicos en el sistema y en la comunidad ictícola asociada. A efectos de proveer las bases ambientales para un manejo integrado, se propone la continuación del monitoreo, considerando variables físico-químicas sensibles y componentes de la trama trófica, en especial fito y zooplancton, y biomasa íctica. Se sugieren pautas de manejo adicionales, tales como la creación de áreas protegidas y la implementación de vedas espaciales a la actividad pesquera.

ABSTRACT

This thesis answered important questions for the knowledge of the Rincon del Bonete (EdRB) reservoir and to obtain points of reference for the determination of ecologic stress in it, by means of a long-term study. The specific objectives included the determination of the main limnological aspects, the characterisation of the reservoir according to its trophyc status, the estimation of the composition and structure of the ichthyic community, as well as the status of exploitation of the main species. Finally, signs that provided information to quantify the grade of disturbance of the reservoir, aimed at the taking of management and protection strategies, as well as at defining the most sensible zones of environmental impact. The space-temporal variability of the biotic components suitable of being used as stress indicators was evaluated and the possible application of the determination of ichthyic biomass and of other fishing-biological parameters as of possible ecological stress estimators. A diagnostic of the reservoir was carried out performing different studies based on holistic (morphoedaphic index and morphoedaphic models), empirical (hydroacoustic techniques and experimental fishing) and analytical methods (virtual population analysis).

The EdRB was classified as a mesotrophic environment according with the zooplankton composition and with the nutrients concentrations. The results obtained with hydroacoustic techniques and experimental fishing outlined a space-temporal pattern of the fish distribution according with the season of the year and hydrological conditions.

A stress indicator index (IR) was proposed based in hydroacoustic techniques. Space variations of this index pointed out breeding areas while temporal variations were considered as a stress condition. The long-term virtual population analysis (1991-1999) showed anthropogenic stress of tararira (*Hoplias malabaricus malabaricus*) as a result of over fishing.

The different approaches carried out in order to evaluate the situation of the EdRB, pointed out anthropogenic effects on the system and the ichthyic community. A continuous monitory of the most sensible physical-chemicals variables as well as the web chain components (phytoplankton, zooplankton and ichthyic biomass particularly) was suggested in order to obtain the environmental basis of an integrated management of the reservoir. Recommendations on creating protected areas and implementing fishing restriction are presented.

ÍNDICE

Capítulo III: Biomasa íctica y otros parámetros biológico-pesqueros como estimadores de estrés ecológico.

Agradecimientos

Al Dr. Omar Defeo por su constante apoyo y orientación, que hicieron posible la culminación de la presente Tesis.

Al MSc. Enrique Paez por sus valiosos comentarios, discusión sobre los aspectos estadísticos y revisión crítica del borrador.

Al Lic. Miguel Rey por su ayuda en la digitalización de la cartografía y opiniones que han enriquecido el contenido del documento.

Al Prof. Roberto M. Capocasale por la revisión del documento y por sus valiosos comentarios.

Al Lic. Marcelo Rodríguez por su aporte en el procesamiento de datos acústicos.

Al Lic. Daniel Forni por la recopilación de información de la pesquería artesanal de San Gregorio de Polanco.

A la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (ex INAPE) por apoyar y fomentar el desarrollo de la investigación pesquera continental, acciones que motivaron la presente Tesis.

Al Ingeniero Mario Albornoz de UTE por su apoyo en las actividades de campo y por facilitar el acceso a las bases de datos ambientales de su institución.

INDICE DE FIGURAS

Figura Página

CAPITULO I

CAPITULO II

INDICE DE TABLAS

TABLA	Página

CAPITULO II

CAPITULO III

CAPITULO I: INTRODUCCIÓN, JUSTIFICACIÓN DE LA PROPUESTA Y ESTRATEGIA DE ESTUDIO

1.- INTRODUCCIÓN

1.1. Recursos hídricos de la cuenca del Plata: aprovechamiento integral y sustentable?

La cuenca del Río de la Plata posee una superficie de 3,107,000 km^2; es la segunda en orden de importancia, según su extensión, dentro de América del Sur, y la cuarta a nivel mundial. Comprende la totalidad del territorio paraguayo, el 17 % de la superficie de Brasil, el 20% de Bolivia, el 57% de Argentina y el 80% de Uruguay (Anónimo, 1993). Este ecosistema esta conformado por tres ríos principales que recorren los territorios más diversos, cursando áreas con clima tropical, subtropical y templado. Uno de ellos es el río Paraná con 4.352 km de recorrido (es el sexto en orden de importancia en el ámbito mundial), el segundo es el río Paraguay con 2.459 km y el tercero el Uruguay con 1.500 km. El Río de la Plata es el colector de todo este sistema hidrográfico y en el desembocan como principales afluentes el río Paraná y el río Uruguay. Estos tributarios reciben un promedio de $16{\cdot}10^3$ m^3/s a $23{\cdot}10^3$ m^3/s de aguas fluviales (Anónimo, 1993). Entre los principales ecosistemas de la cuenca se encuentran el Pantanal, el Chaco, la floresta Atlántica y de Araucarias, los campos del Sur y las Pampas. Esto hace que la región sea una de las más ricas del mundo en cuanto a su enorme biodiversidad de fauna y flora, donde se incluyen gran cantidad de plantas con propiedades medicinales y 120 especies con potencial alimentario. El Pantanal comprende la cuenca hidrográfica del alto Paraguay y posee cerca

de 650 especies de aves, 230 especies de peces, 80 de mamíferos, 50 de reptiles y centenas de insectos (Anónimo, 1993).

La cuenca abarca una población aproximada de 120 millones de habitantes y ha experimentado en las últimas décadas el más importante proceso de industrialización de América del Sur (Anónimo, 1993). En Argentina, a modo de ejemplo, el 60 % de la población y el 85% de la actividad económica se encuentran situadas en las provincias adyacentes al río Paraná (Anónimo, 1993). Como consecuencia de esto se han construido y se encuentran en etapa de planificación numerosos embalses para el aprovechamiento hidroeléctrico de la cuenca, los cuales han transformado significativamente los importantes cursos de agua de la zona. A los cambios introducidos por las represas, se agregan los impactos derivados de las concentraciones urbanas, del desarrollo agrícola y de la industrialización que resultan en la eutroficación, la contaminación de las aguas y la degradación de los ecosistemas. Estas modificaciones ocasionan problemas sanitarios, afectan la calidad de vida de la población y amenazan a la biota de estos ecosistemas, incluyendo recursos pesqueros explotados artesanalmente por las comunidades de esta amplia región.

El deterioro de la calidad del agua, la modificación de hábitats y la interrupción física de las rutas de migración de peces ha resultado en la modificación de las comunidades ícticas y en la desaparición o la extrema reducción numérica de poblaciones de peces migradores en vastas regiones del sistema (Anónimo, 1994). Además, la introducción accidental de especies exóticas ha agregado un factor de tensión adicional sobre las comunidades nativas: como ejemplo de esto se puede mencionar la rápida dispersión de castañeta (*Cichla ocellaris*) en el Pantanal y de carpa (*Cyprinus carpio*) en el Río de la Plata, la cual se ha convertido en una de las especies más importantes de esta zona, presentando incluso

mayor densidad media que *Prochilodus lineatus* (sábalo), la especie nativa dominante en la cuenca (Anónimo, 1994).

1.2 Los embalses de la cuenca del Plata y sus efectos sobre la ictiofauna

Los cuerpos de agua continental ofrecen la posibilidad de sustentar pesquerías artesanales capaces de generar fuentes de trabajo para un número considerable de personas. Por ejemplo, en Africa este sector ocupa a casi 400,000 personas, directa o indirectamente involucradas con la actividad pesquera en lagos y embalses, cifra muy superior a la que ofrecen las pesquerías marinas, que no alcanza a 70,000 personas (Gréboval *et al.*, 1994).

Los embalses construidos para la generación de energía hidroeléctrica en la región Sur de la cuenca del Plata son en su mayoría mesotróficos, de transparencia reducida, y caracterizados por presentar volúmenes del epilimnio relativamente pequeños en comparación con el hipolimnion (Agostinho y Gomes, 1997). Las principales especies de peces comerciales que los habitan presentan rutas migratorias extensas, que en algunos casos pueden alcanzar los 1,200 km (Welcomme, 1985; Anónimo, 1990; Espinach Ros *et al.* 1995). Las áreas de reproducción y cría de estas especies están ubicadas generalmente fuera de los embalses.

El impacto de la construcción de embalses en la cuenca del Plata ha sido registrado desde un punto de vista cualitativo en algunos casos concretos, tales como los que se detallan a continuación. En el río Paraná existen importantes aprovechamientos hidroeléctricos, entre los que se destacan el de Itaipú, ubicado desde los antiguos Saltos del Guaira hasta el río Iguazú (Brasil-Paraguay), y el de Yaciretá (Argentina-Paraguay). Los mismos se encuentran administrados por comisiones binacionales que han abordado la

problemática ambiental desde un inicio realizando estudios destinados a evitar o mitigar los efectos negativos causados en el ecosistema. Los saltos de Sete Quedas delimitaban dos provincias ictiofaunísticas distintas (Bonetto *et al*., 1981), la del alto y medio Paraná y la formación del embalse de Itaipú corrió esa barrera 150 km al Sur, permitiendo una notable dispersión de especies desde el Paraná medio hacia los trechos superiores. En el caso de Itaipú, se comparó el estado del ecosistema antes y después del represado, realizándose un seguimiento de las variaciones en la estructura poblacional de la ictiofauna (Agostinho *et al*., 1994) que permitió plantear estrategias de conservación y restauración (Agostinho y Zalewski, 1996). Las mismas tuvieron amplias repercusiones socioeconómicas: como resultado de la construcción del embalse se estableció una pesquería artesanal que captura fundamentalmente corvina de río (*Plagyoscium squamosisimus*) y bagre herbívoro (*Hipophthalmus edenthatus*), las cuales habían presentado capturas poco significativas antes del represado (Anónimo, 1990b). También se constató una disminución en las capturas por unidad de esfuerzo de sábalo como resultado de la interrupción de la ruta migratoria de la especie, intentándose infructuosamente diseñar un sistema de transferencia de peces en la represa a efectos de permitir el pasaje de reproductores a las áreas de desove. En este aspecto cabe destacar que las medidas de mitigación estuvieron orientadas a desarrollar la piscicultura de repoblamiento, lo cual no ha sucedido hasta la fecha (Amestoy, 1999).

En el río Uruguay se construyó en 1978 la central hidroeléctrica de Salto Grande. Para realizar un seguimiento de las modificaciones causadas por la represa e implementar medidas de atenuación, administración y manejo se realizaron, al igual que en el caso de Itaipú, estudios antes (Prenski y Baigún, 1984) y después del represamiento (Anónimo, 1985; Anónimo, 1990c; Anónimo, 1990d, 1995). El análisis posterior al embalsado mostró

un incremento de la biomasa ictícola global, aunque en el caso particular de algunas especies no se detectaron efectos significativos (Quirós, 1980; Prenski y Baigún, 1984 y Delfino y Baigún, 1989). Las especies ícticas más afectadas fueron aquellas que presentaban desplazamientos migratorios, tales como el dorado (*Salminus maxillosus*), el surubí (*Pseudoplatystoma coruscans*, el salmón criollo (*Brycon sp*.), la boga (*Leporinus obtusidens*), el armado común (*Pterodoras granulosus*) y el sábalo (*Prochilodus lineatus*). Algunas de estas desaparecieron del embalse (e.g. surubí, salmón criollo y pacú), mientras que otras consiguieron adaptarse a las nuevas condiciones (e.g. sábalo, dorado, boga y patí), puesto que la magnitud de los movimientos migratorios era menor que la distancia entre la represa y las nacientes del río (Prenski y Baigún, 1984).

El manejo del embalse con fines de producción de energía hidroeléctrica causa variaciones en el nivel del lago que en muchos casos ocasionan la exposición de áreas de cría o reproducción de peces. Este fenómeno es especialmente perjudicial en aquellas especies que adhieren sus huevos a la vegetación acuática marginal. En el caso del embalse de Segredo sobre el río Iguazú, el incremento en el nivel del embalse durante los meses de primavera ha sido relacionado con aumentos significativos en el reclutamiento de varias especies (Summerfelt 1993 y Hayes *et al*., 1993). Agostinho y Gomes (1997) recomiendan mantener un nivel elevado entre octubre y abril dado que en dicho período se producen incrementos en las concentraciones de larvas de peces, asimismo indican la necesidad en la disminución del nivel luego de esta etapa a efectos de favorecer el desarrollo de la vegetación marginal. Sin embargo pese a que todos los autores reconocen la dificultad de coordinar el manejo del embalse para preservar los recursos acuáticos atendiendo a vez las demandas energéticas y el control de las crecientes, debiera buscarse dentro del grado de

flexibilidad permitido por el manejo de la represa el patron óptimo de fluctuaciones de nivel hidrométrico que coinciliara estos usos.

1.3 El Problema

El río Negro nace a 50 km de la frontera con Brasil en el Estado de Río Grande del Sur; atraviesa Uruguay de Este a Oeste, recorriendo 850 km hasta su desembocadura en el río Uruguay (Figura 1.1). Presenta un desnivel total de 140 m que fue aprovechado para la construcción de tres usinas hidroeléctricas que representan un potencial instalado de 569 MW, que en su conjunto significan el 37,6 % del sistema hidroeléctrico nacional (Anónimo, 1989). Los tres saltos hídricos artificiales localizados en este río son: Central Hidroeléctrica "Dr. Gabriel Terra" con el embalse de Rincón del Bonete (EdRB), y aguas abajo de ésta, "Rincón de Baygorria" y "Constitución" (Paso del Palmar). La construcción de la Central "Dr. Gabriel Terra" fue realizada entre 1937 y 1948, por lo que el embalse de "Rincón del Bonete" es el más antiguo; la segunda obra realizada fue "Baygorria" (1956-1960) y por último "Constitución" (1977-1982).

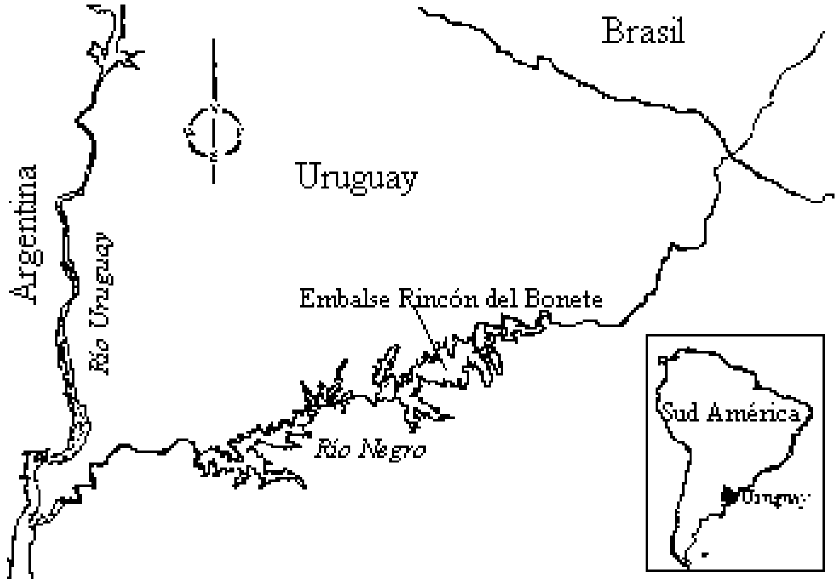


Figura 1.1. Río Negro y embalse de Rincón del Bonete

El EdRB está ubicado en los 32º47'S y 56º51'W, y posee un área de 107.000 Ha, con un volumen (cuando el nivel del agua está en la cota de 80 m de la represa) de 8.8 x 10^9 m^3 y una profundidad media de 8 m. Los principales tributarios de este embalse son el río Tacuarembó y los arroyos Las Cañas, Malo, del Blanquillo, Chileno Grande y Cardozo. La superficie de esta cuenca comprende un total de 39.700 km^2 (Anónimo, 1989).

El EdRB, debido a su ubicación y extensión, presenta un buen potencial de desarrollo productivo. En sus márgenes existen asentamientos pesqueros artesanales, fundamentalmente en la zona de San Gregorio del Polanco, que ofrecen una importante fuente de ocupación en la región. En los últimos años las estadísticas recabadas por el Instituto Nacional de Pesca (INAPE) muestran que los volúmenes de captura se han triplicado, pasando de 80 ton/año a casi 300 ton/año. Desde 1999 se encuentra a estudio por parte de organismos de crédito (Fondo para Inversión y Desarrollo Agropecuario) un proyecto para

realizar un nuevo asentamiento pesquero en el embalse, en el brazo del Arroyo Cardozo, próximo a la represa. En el mismo se prevé la radicación de 40 pescadores con sus familias. El incremento proyectado de la actividad pesquera incidirá directamente sobre los recursos ícticos del embalse, tanto en su estructura poblacional como en su abundancia. El crecimiento demográfico de la región también tendrá incidencia negativa sobre los recursos acuáticos, entre otros aspectos por incremento del vertido de aguas servidas. Cabe destacar que en la actualidad los asentamientos urbanos de San Gregorio y Rincón del Bonete realizan vertidos al embalse sin ningún tipo de tratamiento. En esta misma zona existe también una propuesta para el desarrollo de la acuicultura, estando desde 1997 en ejecución un proyecto para la cría de esturión aguas abajo del embalse, con un costo cercano a los U$S 2.000.000. En 1999 la República Popular China finalizó un proyecto de fortalecimiento institucional del INAPE para la acuicultura multiplicando la capacidad de producción de la estación de Villa Constitución (Salto). En mayo de 2000 se planteó la posibilidad de realizar un programa conjunto con China para desarrollar sistemas de cultivo extensivo e intensivo en el embalse mediante el uso de jaulas flotantes que se viene evaluando en el marco de un Plan Nacional de Desarrollo sectorial.

Próximo a las nacientes del río Negro, en territorio brasileño, se están realizando cultivos con especies exóticas de peces (carpa, tilapia y bagre de canal americano; *Ciprinus carpio, Tilapia nilotica* e *Ichtalurus punctatus* respectivamente) para incrementar el potencial pesquero de la región a fin de satisfacer la creciente demanda de productos de la pesca. El elevado precio que presentan las especies de agua dulce en el mercado brasileño, donde 1 kg de dorado llega a U$ 15 al consumidor final y 1 kg de tararira a U$ 5, indicaría que las tasas de explotación pesquera y el desarrollo de la piscicultura en la región se

podrían ver incrementadas a corto plazo. A esto se le suma la buena aceptación del pescado uruguayo por provenir de aguas no contaminadas y de buena calidad.

El desarrollo de la acuicultura también puede traer aparejado un incremento en los aportes de nutrientes al cuerpo de agua, ya que los sistemas de jaulas flotantes requieren del uso de raciones de las cuales una proporción es disuelta en el agua o va al fondo por no ser consumida por los peces. El empleo de especies exóticas implica el riesgo de escape accidental al ecosistema, desconociéndose en muchos casos el posible impacto sobre la fauna autóctona. En los lagos Titicaca y Victoria la introducción de trucha y pejerrey en el primero, y de perca en el último, ocasionó efectos catastróficos en la fauna endémica (Jorgensen y Loffler, 1990). En el caso concreto del EdRB, otro posible ingreso de este tipo de especies puede ser a través de la cuenca, desde Brasil, donde se están aplicando diferentes políticas orientadas a promover la introducción de especies exóticas o la transferencia desde otras cuencas a fin de aumentar la producción pesquera.

También esta previsto mejorar el aprovechamiento de los recursos hidroeléctricos del área, para lo cual en 1994 se realizaron obras tendientes a mejorar las actuales instalaciones de la central Dr. Gabriel Terra e incorporar una nueva turbina. En caso de que la demanda energética se vea incrementada a mediano plazo, factor previsible como producto del desarrollo, existe la posibilidad de construir 8 nuevas centrales hidroeléctricas sobre la cuenca del río Negro, una en territorio brasileño, tres en el río Tacuarembó, una en el río Yí, otra en el San Salvador y dos más sobre el cauce principal (Anónimo, 1985c). Estas obras, en caso de realizarse, provocarán un impacto en el ecosistema, tanto en sus componentes bióticos como abióticos.

En la actualidad son muy pocos los estudios realizados en los embalses del río Negro (Anónimo, 1991; INAPE-DIPRODE, 1994, Crossa, 1987; Crossa y Petrere, 1999 y Conde *et al*., 1999), no existiendo prácticamente información alguna sobre la composición de la ictiofauna ni de la abundancia y estructura poblacional de las principales especies. La realización de estudios antes y después de ocasionado un impacto permitiría cuantificar cambios en la estructura y composición de las comunidades ícticas así como prever medidas de mitigación de los efectos negativos.

En el caso del EdRB, la inexistencia de estos puntos de referencia hicieron imposible realizar un seguimiento del impacto causado por la represa y no se adoptaron medidas de atenuación, lo cual llevó a la desaparición de especies ícticas como el dorado y el sábalo (Crossa, 1987). El ecosistema se encontraría actualmente en una condición de equilibrio luego de haber desaparecido las especies con hábitos migratorios y disminuido la riqueza específica (INAPE-DIPRODE, 1994). La situación planteada en la actualidad y las previsiones de desarrollo regional estarían advirtiendo sobre un incremento del deterioro ambiental que hace necesario la realización de estudios para el seguimiento de futuras modificaciones ambientales y evitar la repetición de imprevisiones realizadas con anterioridad.

1.4. Interrogantes a responder: la propuesta

La biodiversidad de los ecosistemas es afectada directa o indirectamente por las actividades antrópicas (Aronson, 1990; Hammer *et al.*, 1993; Folke *et al.*, 1994). Las mismas incluyen la explotación de recursos pesqueros, acuicultura, así como alteraciones físicas (arrastres, dragados, represas) y químicas (insecticidas, herbicidas o nutrientes) del hábitat. Según Grassle *et al.* (1991) la documentación de estos efectos está seriamente li-

mitada, entre otros factores, debido a la carencia de estudios sobre distribución y abundancia de la biota, así como de su variabilidad. Esta carencia se ve agravada por la lentitud con que se expresan las consecuencias del impacto antrópico dado que usualmente demoran años o décadas en ocurrir y pasan inadvertidas al hombre (Magnuson, 1990). En este contexto, el presente trabajo pretende responder algunas preguntas importantes para el conocimiento del EdRB y para la obtención de los puntos de referencia mencionados anteriormente. Las principales de éstas son:

1- ¿Cuáles son los aspectos limnológicos más relevantes y estado trófico del embalse?
2- ¿Cómo es la estructura poblacional de las especies explotadas y cuál es su estado de explotación actual?
3- ¿Existen indicadores que permitan cuantificar el grado de perturbación del embalse ?

La respuesta a estas interrogantes permitiría adoptar estrategias de conservación y manejo así como definir las especies y zonas más sensibles de impacto ambiental, lo cual constituye el objetivo del presente trabajo. Las líneas de investigación planteadas en este objetivo coinciden en su totalidad con las presentadas como prioritarias por la FAO en el área de la Cuenca del Plata (Anónimo, 1993b) y recogen las recomendaciones realizadas en el Taller internacional sobre enfoques regionales para el desarrollo y gestión de embalses en la cuenca del Plata (llevado a cabo en San Carlos, Brasil en agosto de 1991), donde se manifestó el interés de administradores y planificadores de recursos hídricos sobre los aspectos técnicos, sociales e institucionales del manejo de los sistemas río-embalse.

1.5 Estrategia de estudio

Los datos en los cuales se basó esta Tesis fueron recabados en el marco del "Programa de evaluación de los recursos pesqueros del embalse de Rincón del Bonete", ejecutado por el INAPE y la Dirección de Proyectos de Desarrollo de Uruguay (DIPRODE), así como en trabajos de investigación realizados por el Plan de Investigación Pesquero (INAPE-PNUD URU/92/003). Los mismos comprendieron un muestreo experimental, ocho muestreos estacionales de investigación limnológico-pesquera (de 15 días de duración) y muestreos mensuales de las capturas desembarcadas por la flota artesanal (fundamentalmente de tararira *Hoplias malabaricus*) realizados entre setiembre de 1991 y agosto de 1993, así como muestreos de desembarques semestrales entre esa fecha y diciembre de 1999.

Para determinar las principales características limnológicas del embalse y su estado trófico, se consideraron los análisis del agua realizados durante todas las campañas, en las cuales se registraron los siguientes parámetros: oxígeno disuelto (en diferentes profundidades), conductividad, pH, materia orgánica en el sedimento, dureza, turbiedad, concentración de nitrito, nitrato, fosfato y clorofila a. Asimismo se consideró la composición y abundancia del fitoplancton y zooplancton, particularmente especies indicadoras del estado trófico e índices, basados en la relación entre taxa.

A efectos de relacionar los parámetros abióticos del EdRB con la productividad pesquera y estimar indirectamente la biomasa de peces, se emplearon índices y modelos morfoedáficos.

Con el propósito de cuantificar variaciones espacio-temporales en la biomasa ictícola, se utilizaron métodos empíricos basados en técnicas hidroacústicas y de pesca experimental con artes poco selectivos operando en superficies predeterminadas. Esta última metodología

requiere generalmente de un elevado número de muestreos a efectos de asegurar márgenes de error e intervalos de confianza aceptables y ha sido aplicada en estudios previamente efectuados en el río Uruguay (Chediak *et al.*, 1985; Delfino y Baigún, 1991; Anónimo, -1995b) y en el Río de la Plata (Anónimo, 1990).

Los métodos hidroacústicos permiten cubrir rápidamente una mayor superficie de muestreo y generalmente, para peces pelágicos, presentan una mejor relación costo-beneficio aunque también tienen limitaciones como la no-identificación de la biomasa evaluada (INAPE-DIPRODE, 1994). En el presente trabajo se consideraron ambas metodologías a efectos comparativos y como estrategia de validación de los resultados.

Para estimar la estructura poblacional de las especies así como su estado de explotación, se emplearon métodos analíticos basados en el seguimiento de la composición de la capturas realizadas por las pesquerías artesanales. La tararira es la principal especie capturada por lo que se realizó un análisis virtual de poblaciones (Gulland, 1969) para determinar su estado de explotación y estimar la mortalidad total (Z) y mortalidad por pesca (F).

A efectos de cuantificar el estrés ecológico, i.e., el grado de perturbación del embalse, se utilizó el modelo de Warwick (1987). La representación gráfica del mismo comprende datos de la estructura actual de la comunidad en forma de curvas de dominancia donde el eje de las abscisas es logarítmico y presenta el ordenamiento de las diferentes especies según su abundancia, mientras que en el eje de las ordenadas se considera el porcentaje acumulativo de abundancia numérica y biomasa específica para cada una de éstas. Estas curvas se conocen con el nombre de ABC (***ABC***: "Abundance/Biomass Comparison)(Warwick *et al*., 1986; Warwick *et al*., 1987; Warwick, 1993, Dauer *et al.*, 1993) y en una comunidad en

equilibrio se espera que la curva de biomasa esté por encima de la abundancia numérica mientras que en ambientes perturbados se espera la situación opuesta. A efectos de validar esta aproximación, se analizó simultaneamente el componente de equitatividad de la diversidad como indicador de estrés en las comunidades de peces (Clarke y Warwick, 1994) mediante la comparación de los valores de los índices de biodiversidad obtenidos en las diferentes campañas y estaciones, con los valores teóricos esperados por el modelo predictivo de Caswell (1976). El mismo analiza el desvío estadístico entre los valores de diversidad de una comunidad teórica en equilibrio y la diversidad observada en la comunidad estudiada.

CAPITULO II: CARACTERIZACIÓN DEL EdRB

2.1. INTRODUCCIÓN

Tal como fuera planteado en el Capítulo I, las actividades antrópicas causan impactos en los ecosistemas provocando alteraciones físicas (arrastres, dragados, represas), químicas (insecticidas, herbicidas o nutrientes) y o biológicas del hábitat. A efectos de poder determinar el estrés ecológico es importante contar con estudios sobre distribución y abundancia de la biota, así como de su variabilidad. En este contexto, el presente capítulo estuvo dirigido a obtener puntos de referencia mediante la determinación de los principales aspectos limnológicos del embalse. Se evaluó la variabilidad espacio-temporal de los componentes bióticos que pudieran emplearse como indicadores de estrés.

2.2. METODOLOGÍA

2.2.1. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo

En 1991 se realizaron muestreos en setiembre (91PRI1) y octubre (91PRI2), en 1992 en febrero (92VER), junio (92OTO), agosto (92INV) y octubre (92PRI), mientras que en 1993 se realizaron en febrero (93VER), mayo (93OTO), julio (93INV) y octubre (93PRI). En 1994 se realizó una campaña en junio-julio (94INV) y otra en febrero (94VER). A efectos de determinar la ubicación y número de estaciones se realizó un muestreo de carácter exploratorio de doce días de duración en setiembre de 1991. Durante dicho mes se efectuó un encaminamiento hidroacústico con una ecosonda de haz simple y pesca exploratoria con artes pasivos, así como mediciones de los parámetros físico-químicos (oxígeno disuelto en el agua, conductividad, temperatura, transparencia y pH) , batimetría y tipo de fondo. Se tomaron muestras de agua a diferentes profundidades para estudiar la estratificación térmica y va-

riación vertical de los tenores de oxígeno disuelto. Los criterios de selección de los puntos de muestreo contemplaron aspectos económicos así como caladeros utilizados habitualmente por los pescadores artesanales y las características geográficas y limnológicas en el centro del embalse y brazos menores. Se obtuvo información de la ictiofauna presente en dichas partes del cuerpo de agua y se registraron las condiciones físico-químicas del agua.

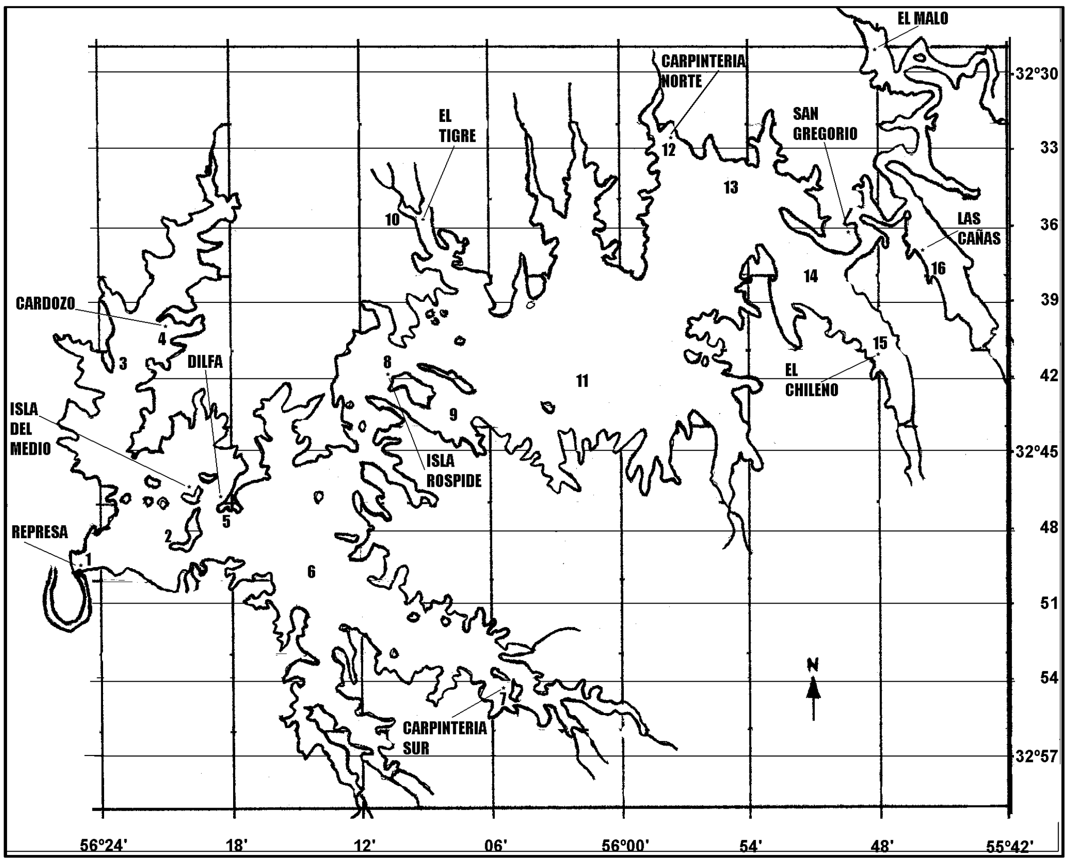


Figura 2.1 Ubicación de las estaciones de relevamiento de parámetros físico-químicos en el EdRB.

Luego del muestreo piloto se seleccionaron 15 puntos de muestreo accedidos desde tierra o relevados durante encaminamientos hidroacústicos, en los que se registraron valores de conductividad, pH, oxígeno disuelto, temperatura y penetrabilidad de la luz en el agua a través

del disco Secchi. La Fig. 2.1 muestra la ubicación de las estaciones de muestreo y la Tabla 2.1 sus coordenadas geográficas.

Tabla 2.1. Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo realizadas en el EdRB.

Estación	Latitud	Longitud
1	32º49' 00	56º24'59
2	32º48'15	56º20'45
3	32º41'10	56º22'45
4	32º40'30	56º21'09
5	32º46'55	56º18'50
6	32º49'30	56º14'35
7	56º05'25	32º54'10
8	32º41'55	56º04'48
9	32º43'30	56º07'20
10	32º35'50	56º09'00
11	32º42'00	56º01'30
12	32º32'50	55º57'20
13	32º34'45	55º55'05
14	32º37'20	55º51'00
15	32º40'49	55º48'00

La información relacionada a factores climáticos, geográficos y geológicos fue recabada de las estadísticas de la Dirección Nacional de Hidrografía y de informes de UTE.

2.2.2. Aspectos limnológicos

A fin de caracterizar el embalse según su eje Este-Oeste, en todas las campañas se realizaron perfiles verticales de profundidad en estaciones limnológicas, donde se registraron los valores de oxígeno disuelto y temperatura en intervalos de un metro desde la superficie al fondo. Para esto se empleó un sensor de temperatura-oxígeno YSI modelo 51b con un cable de 50 m.

El pH, conductividad, sólidos en suspensión, concentración de nitritos y nitratos también fueron registrados mediante el empleo de sensores Hach y Orion. La concentración de fosfatos se analizó mediante la metodología descrita en Strickland y Parsons (1972). La transparencia

del agua fue determinada mediante un disco Secchi de 25 cm de diámetro. Se realizaron análisis espectrofotométricos para determinar la concentración de clorofila-a, mediante la metodología descrita en Jeffrey y Humprey (1975) y Strickland y Parsons (1972).

Se tomaron registros batimétricos y del tipo de sustrato mediante el empleo de ecosondas. A partir de la segunda campaña (91PRI2), se obtuvieron muestras de sedimentos con una draga tipo Ponar, y se tomaron muestras de agua con botellas Nunsen, a nivel superficial, en la capa media de la columna de agua y en el fondo. En cada estación de muestreo se realizó un perfil vertical de temperatura-oxígeno a fin de determinar variaciones de esos parámetros en la columna de agua.

El sedimento extraído fue colocado en bolsas plásticas con formol al 10 %. En el laboratorio las muestras fueron secadas en una estufa durante 24 horas a 80°C. Luego de alcanzar la temperatura ambiente se disgregaron mecánicamente 40 g de cada muestra para el estudio granulométrico. La cuantificación de materia orgánica en sedimento se hizo mediante el método de peso seco libre de cenizas donde se pesaron 20g de muestra, que fue calcinada a 500°C durante 4 horas y posteriormente pesada, estimando la materia orgánica como la diferencia entre ambos pesos (Folk, 1980).

Para el estudio de las facies sedimentarias se utilizó una submuestra de 200 g de sedimento que fue secada de la forma anteriormente mencionada. La separación en fracciones de dichas submuestras se realizó en un ROTAP con una batería de tamices de 2000, 1000, 850, 500, 250, 125 y 63 micras de malla durante 10 minutos. La fracción de sedimento retenido en cada tamiz fue pesada en una balanza analítica de 0.001 g de precisión, calculándose el porcentaje que representó cada fracción en el total de la muestra (Folk, 1980; Anónimo, 1981).

2.2.3 Aspectos biológicos

Se tipificó el embalse según la composición de la comunidad de organismos fitoplanctónicos. Para la colecta de los mismos se realizaron arrastres oblicuos de 6 minutos de duración en las estaciones 1, 4, 5, 7, 11 y 14 (Fig. 2.1) con una red de arrastre superficial de 25 μm de abertura de malla. Para el conteo de los organismos se utilizó la metodología descripta por Calijuri (1988).

Para caracterizar el embalse en base a la relación entre organismos zooplanctónicos (Tundisi *et al*., 1991; Andronikova, 1996), se tomaron muestras con una red de 30 cm de diámetro de boca y 150 micrones de luz de malla mediante la que se realizaron arrastres oblicuos de 6 minutos de duración en cuatro campañas estacionales correlativas a partir de la campaña 92INV. Cada muestra fue fijada *in situ* con formol al 5% y llevada en laboratorio a un volumen conocido para su recuento en alícuotas. Los organismos mas pequeños (rotíferos y nauplii) se extrajeron con pipeta de Hensen-Stempel de 1 ml y su conteo se realizó en cámara de Sedgwick-Rafter bajo microscopio. Los organismos de mayor tamaño (cladóceros y copépodos) fueron contados bajo microscopio estereoscópico en cámara de Bogorov, extrayéndose alícuotas de 5 ml con submuestreador de Russell. El número de alícuotas analizadas fue determinado de acuerdo a la metodología descripta en Edmondson y Winberg (1971). La eficiencia de filtración de red fue considerada de 100% debido a la carencia de factores de ajuste para cada ambiente.

2.2.4 Procesamiento de datos

2.2.4.1 VARIABLES AMBIENTALES

A efectos de estudiar la variación espacial y temporal de los parámetros abióticos se realizaron análisis de varianza (ANOVA), de dos vías sin réplicas (Sokal y Rohlf, 1980) mediante una matriz de 15 filas (estaciones de muestreo) y 11 columnas (campañas). En todos los casos se probó que los supuestos del ANOVA fueran cumplidos. Cuando en el análisis de los resultados se encontró diferencias estadísticamente significativas entre los factores se aplicó la prueba de honestidad de Tukey de comparaciones múltiples a posteriori (Sokal y Rohlf, 1980) a efectos de determinar cuales grupos fueron particularmente diferentes entre sí.

Para el análisis de fosfatos, nitratos y nitritos se realizó un análisis de varianza multifactorial (Sokal y Rohlf, 1980) sobre la base de una división del embalse en tres sectores (Fig. 2.2) y dos capas de profundidad (una superficial que comprende por definición los primeros 2 m y una profunda localizada entre los 2 m y el fondo) durante las campañas 91PRI2, 92VER, 92OTO, 92INV y 92PRI. Este diseño postestratificado se basó en un criterio hidrológico y sedimentológico que considera que al ingresar el flujo de corriente al embalse existe una disminución de la velocidad que permite la decantación de las partículas del sedimento de mayor diámetro. En el sector medio del embalse continuaría el proceso de decantación de los sedimentos medios al igual que en el último tramo. En principio se espera una retención de nutrientes en los sedimentos decantados aunque este modelo conceptual pudiera ser más complejo al considerar la componente biótica del sistema. Según Margalef (1983) la zona eufótica se puede calcular como el triple de la profundidad del disco Secchi, que de acuerdo a los resultados obtenidos se ubica en los

primeros dos metros de profundidad. Esto último fundamentó la división vertical en dos capas para el análisis de varianza multifactorial.

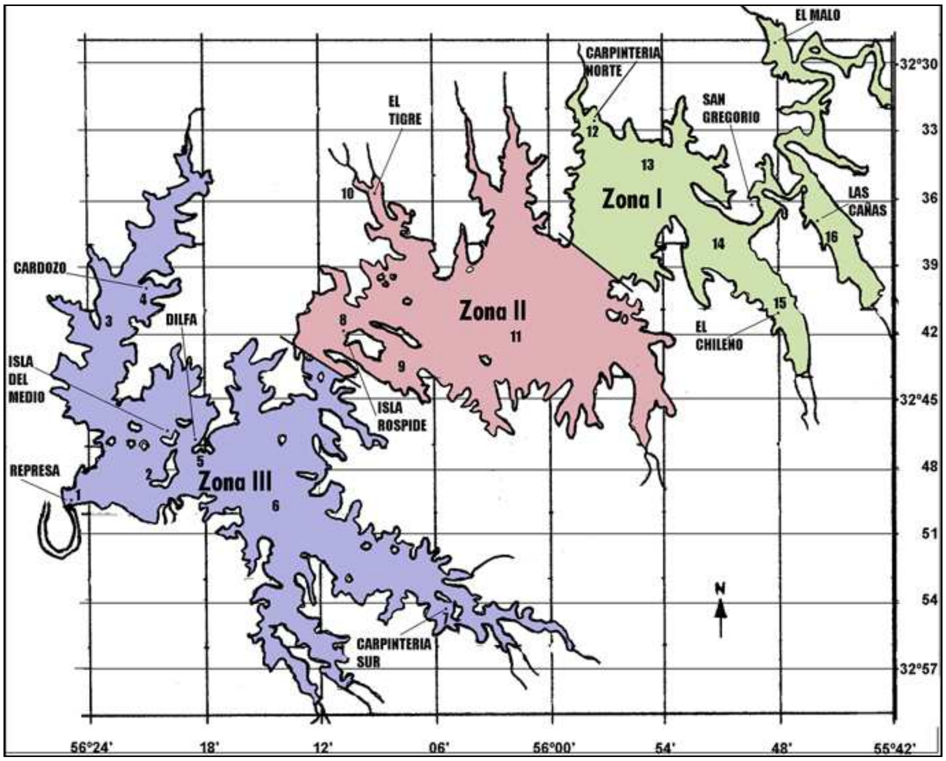


Figura 2.2. Estratificación del EdRB por zonas en el eje E-W.

A efectos de determinar la asociación entre las diferentes estaciones de muestreo así como en el comportamiento de los parámetros físico-químicos seleccionados, se realizó un diagrama de asociación empleando como regla de unión, los promedios de pares no ponderados (UPGMA), y como estimador del grado de separación entre las mismas, la distancia euclidiana (Boesch, 1977) .

2.2.4.2 VARIABLES BIOLÓGICAS

Para evaluar diferencias en la variabilidad espacial y temporal de la densidad media del fito y zooplancton, se aplicó un ANOVA de dos vías sin réplicas (Sokal y Rohlf, 1980) con los datos de abundancia relativa, utilizando como factores la concentración de clorofila a, la zona del embalse, capa de profundidad (1= hasta 1m y 2= desde 1m hasta el fin de la zona eufótica) y campaña para el fitoplancton. Cabe destacar que solamente se analizaron los datos de clorofila obtenidos en las campañas 93VER y 93OTO (verano y otoño respectivamente) debido a que por razones operativas no fue posible obtener muestras de todas las estaciones en las demás campañas. En el caso del zooplancton se consideró la abundancia de copépodos calanoides, cyclopoides, nauplii y rotífieros, zonas del embalse y campañas. Como índices de estado trófico se emplearon las relaciones entre la abundancia numérica de cladóceros y copépodos (Cladoceros/Copépodos) y entre copépodos calanoides y ciclopoides (Andronikova, 1996). Asimismo se consideró la variación en el eje N-S del embalse por lo que se agruparon por un lado las estaciones correspondientes al cuerpo del mismo y por otro las realizadas en los brazos de los afluentes. En todos los casos los datos fueron transformados mediante la expresión $\log_{10}(x+1)$ para lograr homogeneidad de varianzas y se verificaron las condiciones de normalidad.

2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.3.1. Geografía, geología y clima

Los factores climáticos, geográficos y geológicos son fundamentales para entender y tipificar reservorios acuáticos naturales o artificiales. El EdRB, creado en 1948, se localiza en la zona central del país, la cual registra variaciones anuales de temperatura más

pronunciadas que las zonas costeras: en verano la media es de 23ºC y en invierno de 12ºC, el máximo histórico registrado fue de 43ºC y el mínimo correspondió a -5ºC (Anónimo, 1989). La Tabla 2.2 muestra los valores históricos de precipitaciones mensuales (mm) y la Fig. 2.3 los valores registrados en la cuenca del EdRB durante el período de estudio (Anónimo, 1999).

Tabla 2.2. Datos históricos de precipitaciones mensuales medias (mm) para el período 1963-1998 (Anónimo, 1999).

Mes	Mínimo	Medio	Máximo
1	0	99	280
2	11	102	299
3	12	107	303
4	7	98	246
5	6	113	318
6	4	96	274
7	20	108	358
8	12	89	217
9	10	102	221
10	24	113	260
11	9	101	315
12	4	88	212

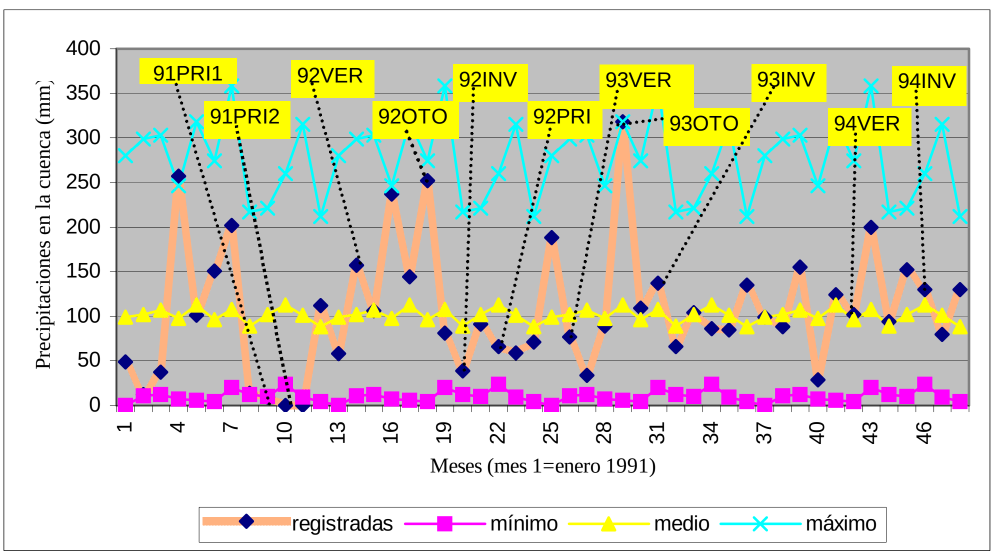


Figura 2.3. Precipitaciones registradas en la cuenca durante las estaciones de muestreo y valores históricos (mínimo, medio y máximo)(Anónimo, 1999). Se resaltan con recuadros amarillos las campañas realizadas señalándose los valores de precipitación registrados en cada oportunidad.

La caracterización del embalse a través de los datos bióticos y abióticos requiere tener presente las condiciones ambientales en que fueron realizados los muestreos a efectos de evaluar la posible dependencia de los estimadores de estrés ecológico a seleccionar con las mismas. Tomando enero de 1991 como el mes 1 del período de muestreo, las campañas se realizaron en los meses 9, 10, 14, 18, 20, 22, 26, 29, 31,42 y 46. En la Fig. 2.3 se puede ver que las dos primeras campañas fueron realizadas en períodos de sequía y la segunda presentó valores de precipitaciones por debajo de los promedios mensuales mínimos históricos. La campaña 92VER se encontró dentro de los parámetros normales de precipitación según los valores medios mensuales históricos, en tanto que la 92OTO se realizó en un período de creciente. La 92INV, 92PRI y 93VER se realizaron en períodos con precipitaciones mensuales por debajo de las medias históricas mientras que las campañas 93OTO y 93INV en épocas con precipitaciones medias superiores. La campaña 93OTO fue realizada con precipitaciones máximas según los promedios mensuales históricos. En 1994 los muestreos se realizaron en periodos donde los valores estuvieron próximos a las medias históricas.

En la Fig. 2.4 se presentan las variaciones del Índice de Oscilación Sur (SOI) durante el período de muestreo. El SOI mide las diferencias de presión atmosférica entre el océano Pacífico e Índico y se considera un indicador del fenómeno del Niño. Los valores del mismo fluctuan entre –30 y +30 y cuando superan a +5 predice períodos de lluvia mientras que rangos inferiores a –5 corresponden a previsiones de sequías (Philander, 1998). A excepción de la campaña 92INV, el resto de los muestreos se realizó en períodos donde los valores del SOI estuvieron por debajo de –5, lo cual mostraría condiciones macro climáticas similares en

todos los casos. Por lo tanto las variaciones en los niveles de precipitación registrados en las diferentes campañas responderían fenómenos climáticos regionales.

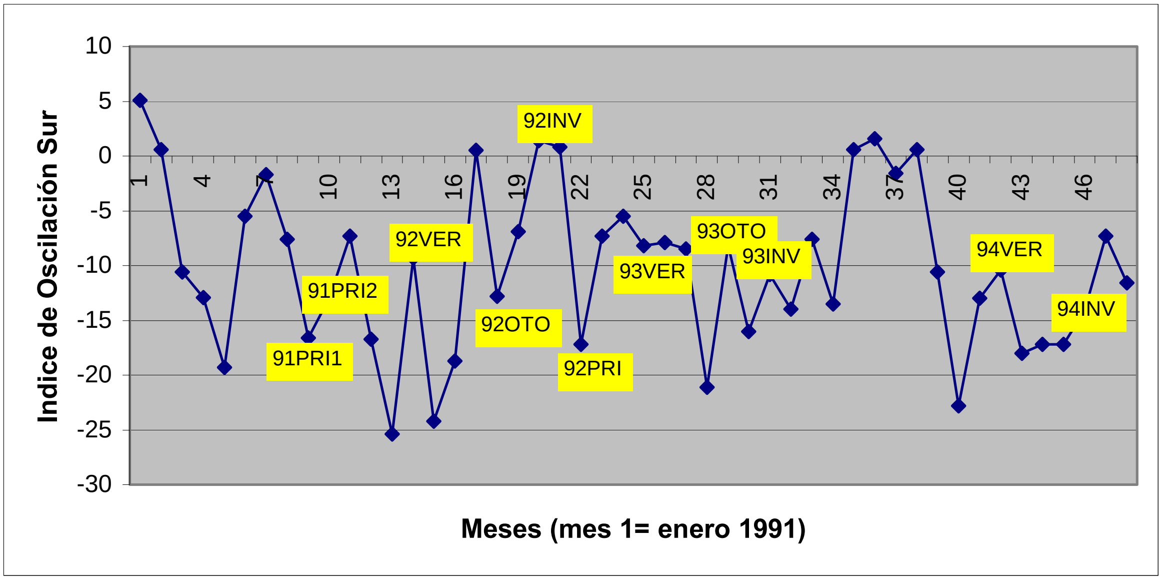


Figura 2.4. Variaciones del Índice de Oscilación Sur en el período de muestreo (los recuadros en amarillo corresponden al número de campaña; el mes 1 corresponde a enero de 1991).

2.3.2 Variación espacial y temporal de los parámetros abióticos

La construcción de la represa provocó un aumento del tiempo de residencia del agua del antiguo ecosistema lótico. Esa transformación inicial es la principal responsable de una serie de alteraciones en las características limnológicas del embalse entre las que se destacan el comportamiento térmico de la columna de agua, los patrones de sedimentación, la dinámica de los gases y el ciclo de los nutrientes (Agostinho y Gomes, 1997). En la Tabla 2.3 se presentan los valores medios y las varianzas de los parámetros físico-químicos en todas las campañas realizadas en el EdRB. El tiempo de retención intermedio entre ríos y lagos origina generalmente un gradiente longitudinal (en el eje mayor del embalse) de las características limnológicas (Kimmel *et al.*, 1990).

Tabla 2.3. Valores medios y varianzas de los parámetros físico-químicos relevados en los 15 puntos de muestreo en todas las campañas en el EdRB.

CAMPAÑA	TEMPERATURA		OXIGENO		CONDUCTIVIDAD		PH		SECCHI	
	media	varianza	media	varianza	media	varianza	media	varianza	media	varianza
91PRI1	13.0	0.4	9.7	0.8	70.9	95.8	7.7	0.2	55.7	31.7
91PRI2	16.9	1.1	9.4	0.0	79.0	342.0	7.5	0.2	66.7	16.7
92VER	23.2	3.3	8.4	1.5	78.7	23.0	8.1	0.1	60.0	10.7
92OTO	18.1	0.3	9.2	0.2	78.1	101.4	7.5	0.2	51.7	13.1
92INV	9.6	1.7	10.7	0.5	112.8	545.6	7.8	0.2	71.3	91.0
92PRI	19.3	1.4	8.2	0.4	85.7	225.1	7.6	0.2	50.3	30.2
93VER	13.0	0.4	9.3	1.6	62.9	547.3	7.7	0.2	55.7	31.7
93OTO	16.9	1.1	9.4	0.0	79.0	342.0	7.5	0.2	66.7	16.7
93INV	9.1	0.8	10.4	1.3	49.0	39.3	8.1	0.3	71.2	252.3
94VER	24.9	1.4	8.6	0.3	54.1	11.9	8.6	0.1	107.7	160.2
94INV	12.8	0.1	9.5	0.3	69.7	18.3	7.8	0.2		

2.3.2.1. TEMPERATURA

La temperatura varió significativamente (F=375, p<0.01) entre campañas (diferencias temporales) pero no entre las diferentes estaciones de muestreo (diferencias espaciales) (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Resultados del ANOVA de dos vías para las variaciones espacio- temporales de temperatura superficial del agua. (g.l=grados de libertad; SC=suma de cuadrados; CM= cuadrados medios; F=valor estadístico de distribución y P=probabilidad dentro de la distribución).

Factor	g.l.	SC	CM	F	P
Campañas	10	4240.025	424.003	375.270	<0.01
Estaciones de muestreo	14	10.230	0.731	0.647	.17
Remanente	140	158.180	1.130		
Error	164	4408.436			

La variación estacional al aplicar medias móviles de dos datos mostró un comportamiento sinusoidal de la temperatura que refleja estacionalidad (Fig. 2.5). La temperatura mínima se registró en invierno de 1993 (9 ºC) y la máxima en verano de 1991 (25

ºC). Los patrones de estratificación térmica y los procesos de mezcla en la columna de agua presentan gran influencia en la distribución vertical de los demás parámetros limnológicos (Agostinho y Gomes, 1997). En el EdRB, no se encontraron variaciones verticales de la temperatura (gradiente térmico) probablemente debido a los procesos de mezcla causados por el viento, al caudal de entrada y a la operación de las turbinas y vertederos del complejo hidroeléctrico.

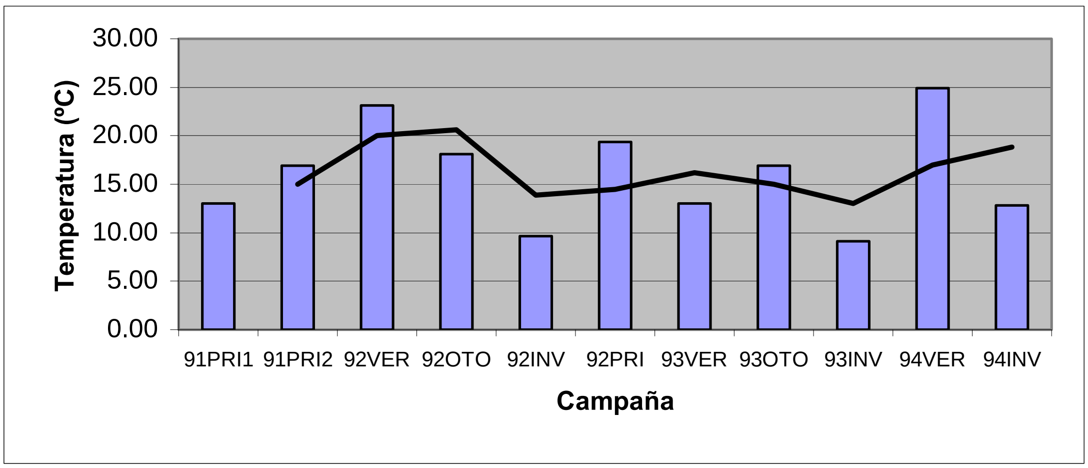


Figura 2.5. Variación temporal de la temperatura superficial del agua y tendencias mediante medias móviles de dos valores (línea negra).

Durante el período analizado se pudo observar una constante situación de mezcla en la columna de agua, existiendo como máximo una diferencia de 2ºC entre la superficie y el fondo. La escasa profundidad que posee la mayor parte del embalse y las condiciones cambiantes en intensidad y dirección de los vientos, serían las causas principales por las cuales no se verificó estratificación, por lo menos en los 10 primeros metros.

2.3.2.2. OXÍGENO

La Tabla 2.5 presenta el resultado del ANOVA realizado para detectar diferencias espacio-temporales en oxígeno. Al igual que en el caso de la temperatura, se constataron

variaciones significativas en el tiempo (campañas) pero no en el espacio (estaciones de muestreo).

Tabla 2.5. Resultados del ANOVA para el estudio de variaciones espacio temporales en la concentración de oxigeno disuelto.

Factor	g.l.	SC	CM	F	P
Campañas	10	105.185	10.518	16.542	**<0.01**
Estaciones de muestreo	14	8.444	0.603	0.949	.085
Remanente	140	89.021	0.636		
Error	164	202.650			

La variación estacional del oxígeno disuelto fue inferior a 2 ppm, siendo el promedio por campaña siempre superior a 8 ppm, indicando buena calidad de agua. Los valores máximos se presentaron en invierno (Fig. 2.6) y esto se justificaría debido a tres posibles causas: (1) que en esta época predominan vientos más fuertes y condiciones climatológicas que favorecen el intercambio de gases con la atmósfera dado que aumenta la superficie de intercambio (incremento de olas); (2) que existe una mayor solubilidad del gas con la disminución de la temperatura; y (3) que existe una menor demanda biológica al haber menor productividad primaria debido a la reducción del fotoperiodo.

Los tenores de oxígeno disuelto en el agua, en todas las muestras, estuvieron cercanos a la saturación (Fig. 2.6), no encontrándose condiciones de anoxia en el fondo.

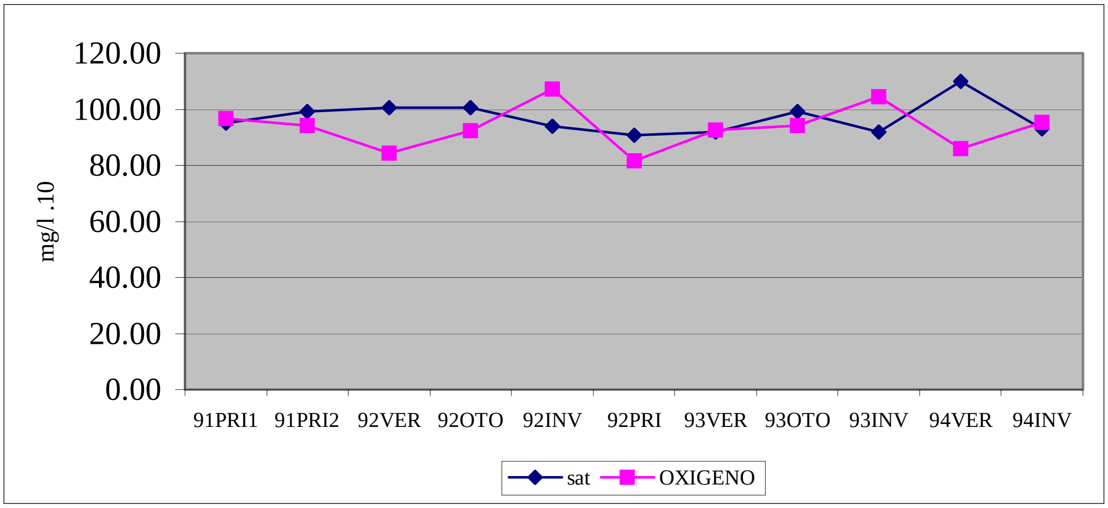


Figura 2.6. Variación estacional de la concentración de oxígeno disuelto (OXIGENO) y del % de saturación (sat).

Agostinho y Gómez (1997) encontraron una relación inversa entre los niveles hidrométricos y la concentración de oxígeno disuelto, hecho no constatado en el EdRB. Asimismo, encontraron que la descomposición de la vegetación sumergida ocasiona una pronunciada disminución de la concentración de oxígeno disuelto, por lo que la carencia de variaciones verticales indicaría que el embalse habría alcanzado una condición de estabilidad donde se habrían finalizado los procesos de descomposición ocasionados por la inundación del mismo sin deforestación previa.

La temperatura se relacionó en forma inversa con el oxígeno (r^2=.967; p=.01). En la Fig. 2.7 se puede observar dicho comportamiento a través de las variaciones estacionales de estos parámetros en los dos años analizados.

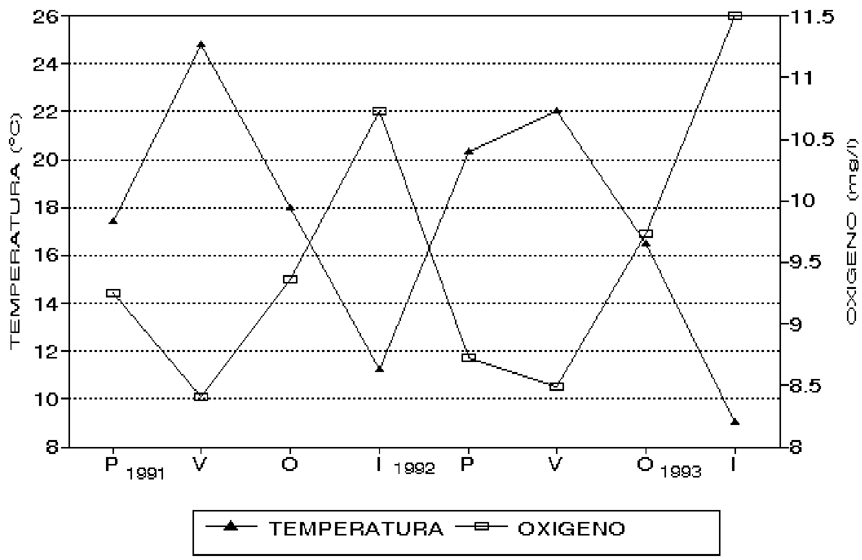


Figura 2.7. Variación espacial del oxígeno disuelto y la temperatura del agua en el EdRB (P=primavera, V=verano, O=otoño, I=invierno).

2.3.2.3. pH

Existieron diferencias significativas estacionales (F = 11; $p < 0.01$) pero no espaciales (Tabla 2.6). Los valores mayores de pH se presentaron en las campañas 92VER y 94VER (verano) y los mínimos en otoño-invierno.

Tabla 2.6. Resultado del ANOVA realizado para el estudio de variaciones espacio temporales en el pH del agua del embalse.

Factor	g.l.	SC	CM	F	P
Campañas	10	19.169	1.917	11.020	**<0.01**
Estaciones de muestreo	14	3.049	0.218	1.252	.076
Remanente	140	24.353	0.174		
Error	164	46.571			

En la Fig. 2.8 se presenta la tendencia de variación de este parámetro mediante la aplicación de promedios móviles de dos datos (línea continua). El rango de variación de este parámetro fue reducido (entre 7.5 y 8.1) con excepción de la campaña 94VER donde se

presentaron valores superiores (8.6). En el río Paraná se encontró que los valores de pH se mantienen relativamente constantes e independientes de las oscilaciones del los niveles hidrométricos (Agostinho y Gómez., 1997). No obstante, se identificó en el caso de ambientes lacunares una disminución de los valores de pH en función al incremento en los aportes de tributarios locales ricos en compuestos húmicos (Thomaz *et al*., 1992) así como valores próximos a 9 durante el florecimiento de algas provocado por incrementos de nutrientes derivados del sedimento (Thomaz, 1991). En el embalse de Segredo, sobre el río Iguazú (tributario del Paraná), se constató una tendencia de incremento gradual del pH a partir del represamiento relacionado con el incremento de la comunidad fitoplanctónica (Agostinho y Gómez, 1997). En el caso del EdRB las características geológicas de la cuenca descartan las variaciones causadas por el incremento de compuestos húmicos aunque no los posibles incrementos de pH debidos a floraciones algales dado tal como fuera mencionado con anterioridad, los mayores registros de esta variable se presentaron en primavera-verano y coincidieron con el incremento de fitoplancton (ver numeral 2.3.3.1).

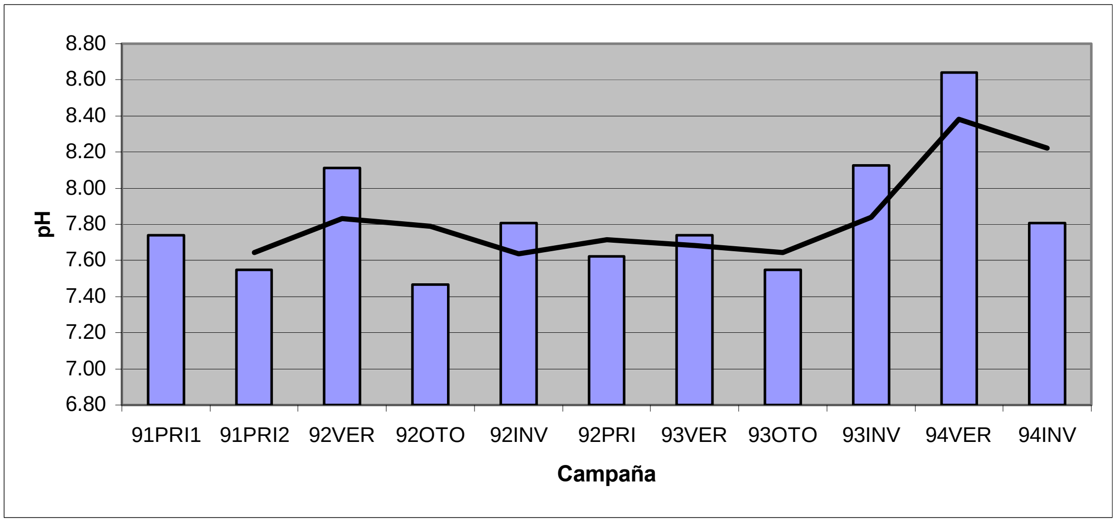


Figura 2.8. Variación estacional del pH del agua del EdRB. La línea continua representa la tendencia según la media móvil de dos datos.

Asimismo, contrariamente a lo esperado, se encontró una correlación positiva entre el pH y la profundidad del disco Secchi ($r=.788$, $p<0.05$), representándose la misma mediante la siguiente ecuación:

$$pH = 6.6977 + .01694 \cdot Secchi$$

Esto indicaría que gran parte de la turbidez no esta asociada al fitoplancton sino al material particulado en suspensión.

2.3.2.4. TRANSPARENCIA DEL AGUA

El valor máximo de la transparencia del agua se registró en verano de 1993 y fue de 86 cm mientras que el mínimo fue en otoño del mismo año con 44 cm (Fig. 2.9). El valor medio del bienio fue de 60 ± 26 cm. El ANOVA realizado para el estudio de la distribución espacio-temporal de este parámetro mostró diferencias significativas tanto en el espacio ($F= 53.6$, $p<0.01$) como en el tiempo ($F=5.5$, $p<0.01$) (Tabla 2.7). El análisis a posteriori de Tukey mostró diferencias significativas entre todos los factores.

Tabla 2.7. Resultados del ANOVA realizados para el estudio de variaciones espacio temporales de la transparencia del agua del embalse (profundidad del disco Secchi).

Factor	g.l.	SC	CM	F	P
Campañas (1)	9	45355.6	5039.5	53.67	<0.01
Estaciones de muestreo (2)	14	7321.8	522.9	5.57	<0.01
Interacción (1x2)	126	11829.5	93.8		
Error	149	64507.0			

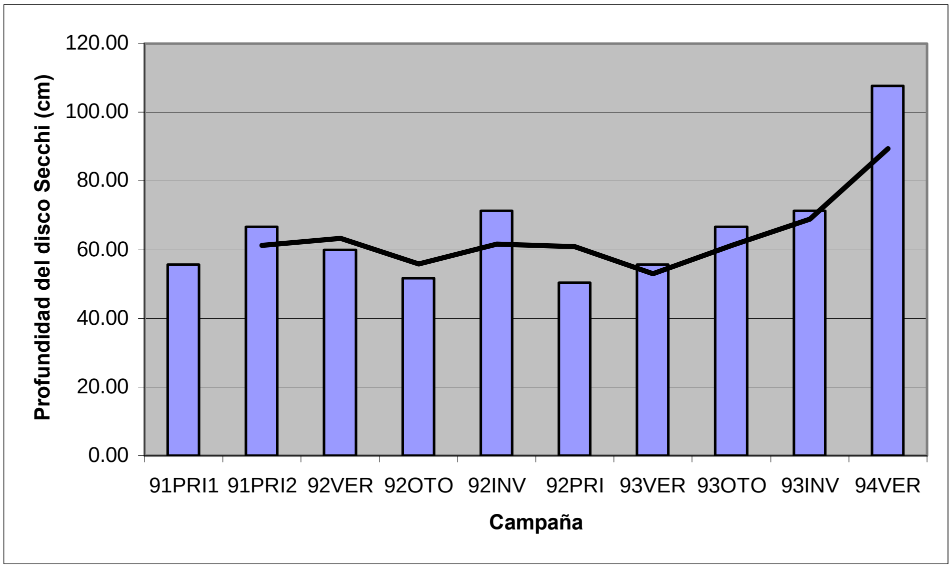


Figura 2.9. Variación temporal de la transparencia del agua (profundidad de disco Secchi) en el EdRB.

La variación estacional de este parámetro, calculada mediante medias móviles, mostró un incremento de la transparencia en las últimas cuatro campañas (Fig. 2.9). En la variación espacial de la transparencia se encontró un gradiente decreciente marcado desde la represa (estación 1) hacia la entrada del río al embalse (estación 15) (Fig. 2.10). Este gradiente fue explicado por un modelo exponencial monotónico decreciente mediante la relación: $y = 78 \cdot e^{-.0227 \cdot x}$ (r =.90, p<.0001).

El comportamiento de esta variable estaría asociado a la precipitación de material particulado en el sentido río-represa , proceso que presenta gran relevancia desde el punto de vista limnológico, ya que, además de contribuir a la reducción de la concentración de fósforo y hierro, aumenta la extensión de la zona eufótica (Agostinho y Gomes, 1997).

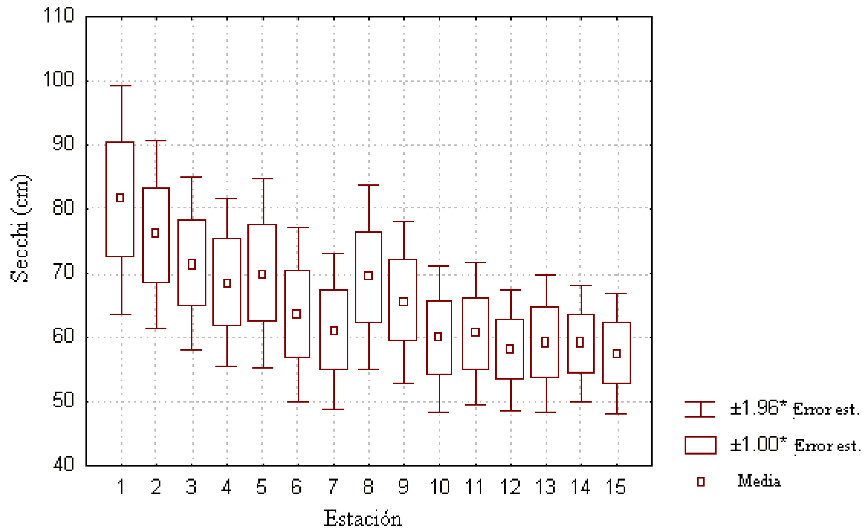


Figura 2.10. Variación espacial de la transparencia del agua (profundidad de disco Secchi) en el EdRB.

2.3.2.5. CONDUCTIVIDAD

La conductividad varió significativamente entre estaciones de muestreo y entre campañas (Tabla 2.8). Los valores de conductividad oscilaron entre 50 y 112 $\mu s.cm^{-1}$ (Fig. 2.11) y se encuentran por encima de los observados en embalses del río Paraná donde están comprendidos en un rango de 20 a 50 $\mu s.cm^{-1}$ (Agostinho y Gomes, 1997).

Tabla 2.8. Resultados del ANOVA para el estudio de variaciones espacio-temporales de la conductividad del agua del EdRB.

Factor	g.l.	SC	CM	F	P
Campañas	10	49524.510	4952.451	26.319	<0.01
Estaciones de muestreo	14	4550.740	325.053	1.727	<0.01
Remanente	140	26344.143	188.172		
Error	164	80419.392			

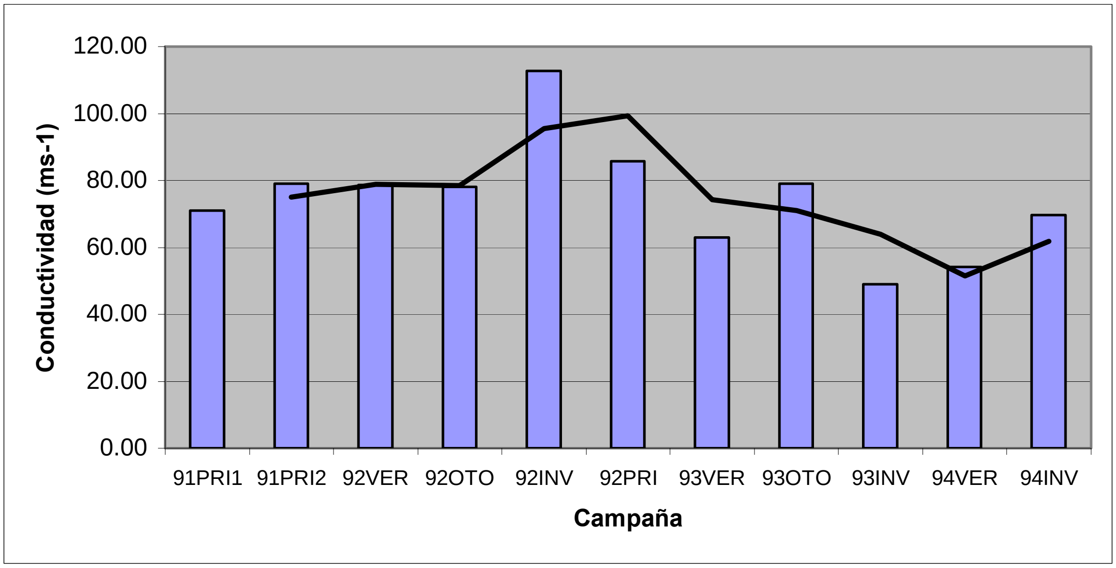


Figura 2.11. Variación temporal de la conductividad del agua en el EdRB.

Si bien la conductividad no da una indicación de la composición iónica real del agua, habla en general de su riqueza química. Las observaciones realizadas mostraron una correlación negativa entre la conductividad y las precipitaciones medias mensuales en el embalse, aunque la misma no presentó significación estadística ($r=.6$; $p<.72$). Junk (1980) señala una fluctuación similar y la atribuye al drenaje de agua negra, pobre en nutrientes, procedente de los ríos forestales y por el agua pluvial. Esto se debe a la dilución que causa la precipitación que no aporta iones de gran conductividad específica mediante el lixiviado por las características edafológicas, geológicas y de cobertura vegetal de la cuenca.

ANALISIS MULTIVARIADO

La Fig. 2.12 muestra un diagrama de asociación entre las variables estudiadas en base a UPGMA.

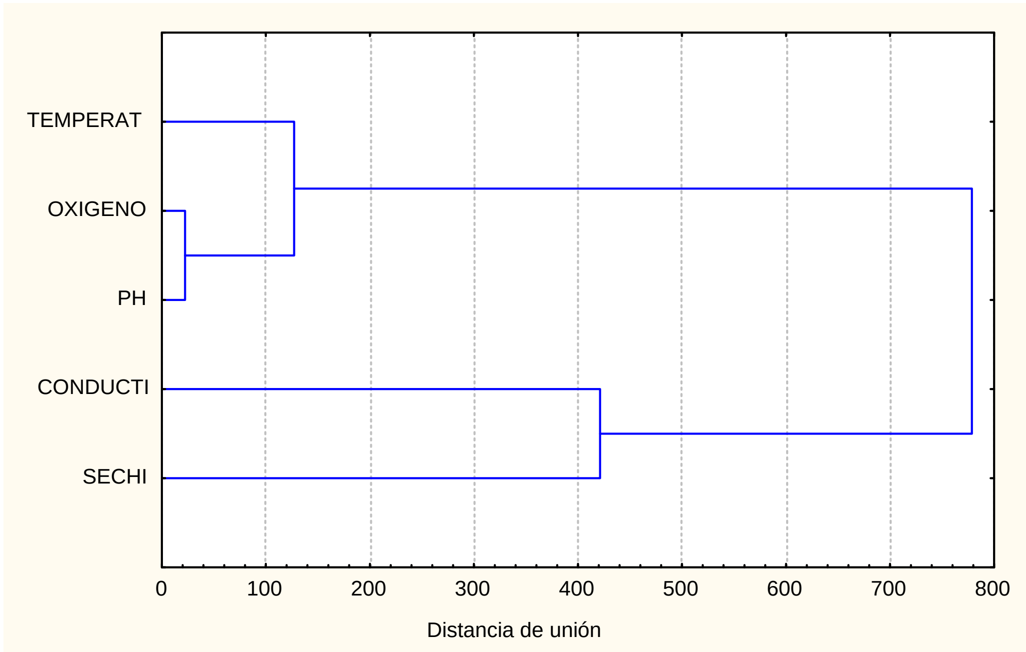


Figura 2.12. Diagrama de asociación entre las variables analizadas, distancia euclidiana, método UPGMA.

La temperatura, oxígeno y pH presentaron una fuerte asociación (a un nivel de corte de 120) entre sí, separándose de otra asociación importante conformada por la conductividad y la transparencia del agua, las cuales presentaron diferencias significativas en el espacio según los ANOVA efectuados. Se podría concluir que según las variaciones de los parámetros de temperatura, oxígeno y pH, el EdRB se comportaría como un cuerpo homogéneo, registrando solamente variaciones estacionales, en tanto que sería heterogéneo espacial y temporalmente en cuanto a la transparencia y conductividad.

Al analizar las asociaciones entre las diferentes campañas en base a las variaciones estacionales de los 5 parámetros estudiados a un nivel de corte de 8.5, se encontró asociación entre las campañas 91PRI1, 93VER y 94INV, y otra que comprendió las campañas 92OTO, 93OTO, 92VER y 92PRI, así como un último grupo conformado por las campañas 93INV y 94VER en un nivel de corte de 16. La campaña 92INV no se asoció con los grupos detallados anteriormente (Fig.2.13). Esto pudiera deberse a que la misma fue

la única realizada en un período donde se registró un valor positivo del SOI (Fig. 2.4), correspondiendo a un entorno macroclimático diferente.

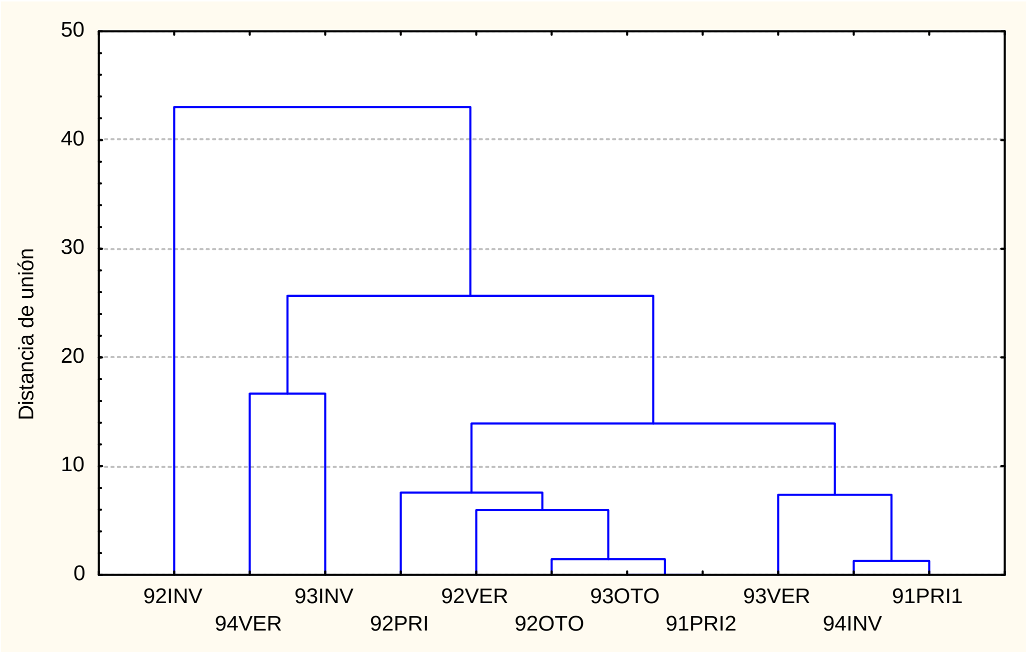


Figura 2.13. Diagrama de asociación de las diferentes campañas según el comportamiento de las variables físico-químicas consideradas.

2.3.2.6. FOSFATOS

La concentración de fosfatos no presentó un incremento muy marcado desde la superficie al fondo (Tabla 2.9 y 2.10), con valores que oscilaron entre 0.46 y 0.52 μg/l en superficie y fondo respectivamente.

Tabla 2.9. Concentración media de fosfatos (μg/l) en las diferentes zonas del EdRB en la capa superficial (menos de 2m de profundidad) y profunda (más de 2m de profundidad).

Campaña	Zona I (sup.)	Zona I (fondo)	Zona II (sup.)	Zona II (fondo)	Zona III (sup.)	Zona III (fondo)
91PRI2	11	14	230	202	40	14
92VER	11	04	1	10	09	56
92OTO	1	29	1	33	24	22
92INV	--	--	57	51	61	75
92PRI	22	21	43	92	37	63

La concentración de fosfatos fue diferente entre las campañas (variación temporal) así como entre las diferentes zonas consideradas (variación espacial) y en la interacción campaña-zona, aunque no se encontraron diferencias significativas entre las dos capas de profundidad seleccionadas (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Resultados del ANOVA multifactorial realizado para fosfatos en el EdRB.

	g.l	SC	CM	F	P
Campaña	4	2.7301	0.6825	5.5965	**0.001**
Zona	2	1.1842	0.5921	4.855	**0.010**
Profundidad	1	0.2225	0.2225	1.8244	0.183
Campaña-Zona	7	5.7482	0.8212	6.7332	**0.001**
Campaña-Profundidad	4	0.5847	0.1462	1.1985	0.323
Zona-Profundidad	2	0.0464	0.0232	0.1901	0.827
Campaña-Zona-Profundidad	7	0.3487	0.0498	0.4085	0.892
Residuales	47	5.732	0.122		

A efectos de evaluar las variaciones espaciales y temporales se trazaron líneas de tendencias mediante medias móviles de dos datos (Fig. 2.14). Estas tendencias reflejan valores máximos en invierno que disminuyen en primavera y alcanzan el mínimo en verano para repuntar en otoño. Este comportamiento de la variable podría estar relacionado a los ciclos de desarrollo del plancton en los cuales, debido al aumento del fotoperíodo y de la temperatura media del agua, la producción primaria comienza a aumentar en primavera para alcanzar valores máximos en verano, decaer en otoño y alcanzar el mínimo en invierno (Agostinho y Gomes, 1997). Este incremento de la biomasa planctónica presentaría una demanda de nutrientes del medio que explicaría la tendencia encontrada.

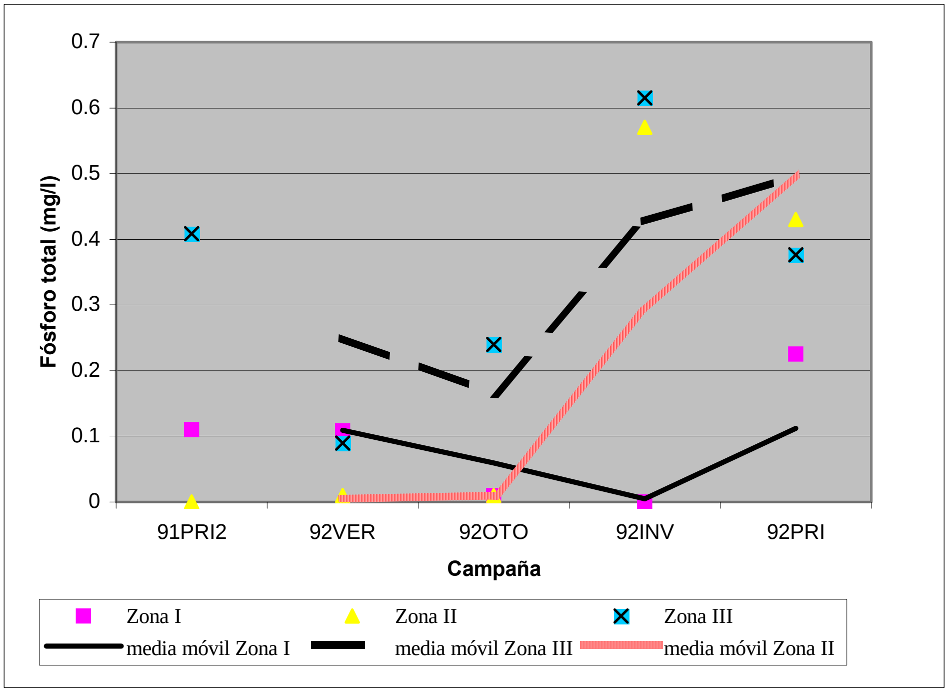


Figura 2.14. Variación espacial de la concentración de fósforo disuelto y tendencias (trazos más gruesos) según las zonas del EdRB en la capa superficial comprendida entre 0 y 2 m.

Sin embargo, en la región Este del embalse (Zona I) esta tendencia no se cumplió, lo cual es previsible debido a que la mayor turbidez determinaría una menor productividad primaria, y por tanto las variaciones de la biomasa planctónica tendrían poca incidencia en la variación de la concentración de fósforo disuelto.

En la mayoría de las aguas continentales, el fósforo es el principal factor limitante de su productividad y principal responsable de la eutrofización artificial de estos sistemas (Margalef, 1983). La distribución de las diferentes fracciones del fosfato a lo largo de la columna de agua, presenta gran variación, como resultado del desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, el estado trófico del lago y el sistema de circulación de la masa de agua. El valor medio observado de fosfato (44 μg /l) en el EdRB indicaría que el embalse podría ser catalogado como muy productivo (Margalef, 1983). Según los límites de categorías tróficas

para lagos cálidos tropicales, presentados por Salas y Martino (1990), el EdRB sería un ambiente mesotrófico (el límite de concentración de fósforo total para considerarlo como mesotrófico es de 40 µg /l). Conde *et al*. (1999) considerando las variaciones anuales de la concentración de fósforo total en el quinquenio 1994-1999 confirmaron estos resultados pese a que en algunos años los valores encontrados permitirían categorizar al EdRB como eutrófico.

2.3.2.7. NITRITOS

El ANOVA multifactorial realizado para los nitritos no mostró diferencias espacio-temporales marginalmente significativas (Tabla 2.11).

Tabla 2.11. Resultados del ANOVA multifactorial realizado para nitritos en el EdRB.

Factor	g.l	SC	CM	F	P
Campaña	4	0.15673	0.03918	0.6265	0.673
Zona	2	0.02242	0.01121	0.1873	0.722
Prof.	1	0.03832	0.03832	0.6403	**<0.01**
Campaña: zona	7	0.05195	0.00742	0.1240	0.755
Campaña: Prof.	4	0.09158	0.02290	0.3826	0.733
Zona:Prof	2	0.01108	0.00554	0.0926	0.721
Cam:Zona:Prof	7	0.03647	0.00521	0.0871	0.755
Residuales	47	2.81255	0.05984		

Dentro de los diferentes compuestos nitrogenados, los nitritos representan una fase intermedia entre el amonio (forma más reducida) y el nitrato (forma más oxidada). Las bajas concentraciones de nitritos (entre 0.016 y 0.022 µg /l) estarían indicando la buena oxigenación del sistema, tema al cual ya se hizo referencia.

2.3.2.8. NITRATOS

Los resultados del ANOVA realizado para este parámetro indicaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las diferentes campañas (Tabla 2.12). La concentración media

de nitratos hallada en este período fue 8.5 µg/l, similar a la encontrada en otras investigaciones en el embalse en 1991 (8.9 µg /l) (Anónimo, 1991).

Tabla 2.12. Resultados del ANOVA multifactorial realizado para nitratos en el EdRB.

Factor	g.l	SC	CM	F	P
Campaña	4	143.25	35.81	2.6657	**<0.05**
Zona	2	29.61	14.81	1.1021	0.32
Profundidad	1	2.43	2.43	0.1810	0.30
Campaña-Zona	7	108.96	15.57	1.1587	0.15
Campaña-Prof	4	69.17	17.29	1.2872	0.27
Zona-Prof	2	5.61	2.80	0.2087	0.75
Campaña-Zona-Prof	6	54.40	9.07	0.6749	0.65
Residuales	44	591.10	13.43		

La Fig. 2.15 muestra las variaciones en las concentraciones de nitratos encontradas en las distintas campañas en las tres zonas seleccionadas. Si bien los valores mostraron un gradiente decreciente desde el Oeste hacia el Este, el mismo no fue sustentado estadísticamente por el ANOVA, al igual que en la concentración de nitratos con la profundidad. Las tendencias en las variaciones estacionales (determinadas mediante la aplicación de medias móviles de dos datos) mostraron máximos en primavera-verano y mínimos en otoño-invierno.

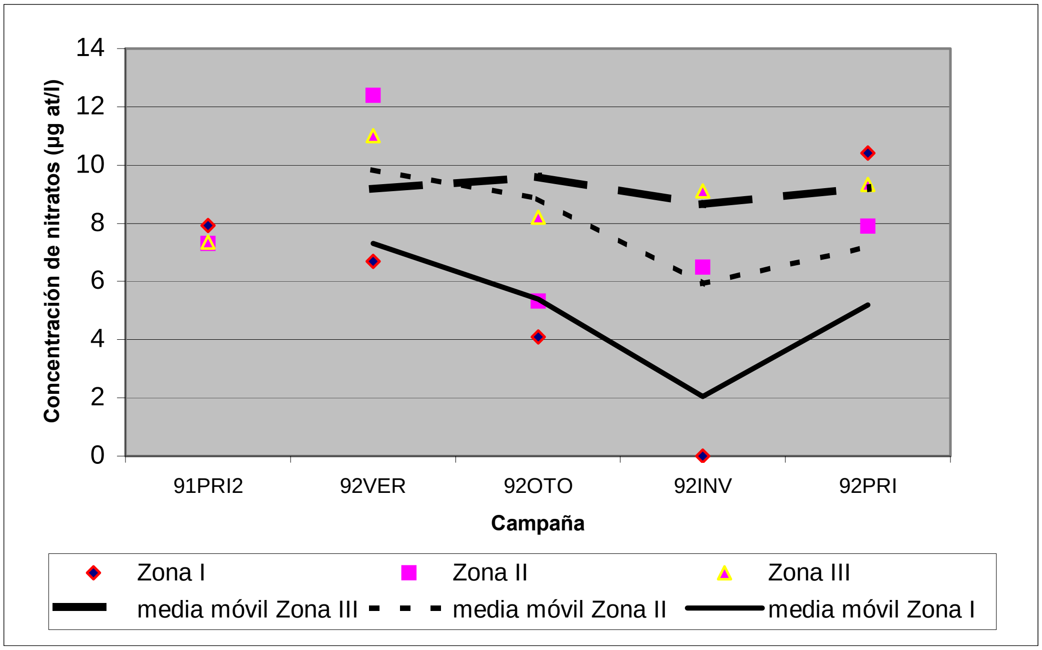


Figura 2.15. Variación espacio-temporal de nitratos en el EdRB y proyecciones de tendencias mediante medias móviles de dos datos.

2.3.2.9. MATERIA ORGÁNICA EN EL SEDIMENTO

Los valores medios de porcentaje de materia orgánica en el sedimento y su desvío se presentan en la Tabla 2.13. El mínimo fue 4.67% y se encontró en la zona Este del EdRB, mientras que el máximo correspondió a la región próxima a la represa y fue 17.1%. El ANOVA realizado para determinar la existencia de variaciones espacio-temporales mostró diferencias significativas entre zonas (Tabla 2.14).

Tabla 2.13. Porcentaje medio (y desvío estándar) de materia orgánica en el sedimento por estación de muestreo en el embalse de EdRB.

Estación	Media	Desvío
1	17.10	0.17
2	16.79	0.52
3	15.69	2.54
4	14.44	0.59
5	14.73	2.05
6	12.65	1.17
7	14.11	0.54
8	13.49	3.27
9	12.20	0.72
10	10.33	2.08
11	8.34	2.08
12	7.88	0.32
13	11.13	0.81
14	5.00	1.00
15	4.67	0.58

Tabla 2.14. Resultados del ANOVA realizado para el estudio de variaciones espacio-temporales de la materia orgánica en el sedimento del EdRB.

	g.l	S. C	C. M	F	P
Campaña	1	0.00103	0.00167	0.61501	0.440579
Zona	2	0.04522	0.00167	27.10246	0.000001
Campaña-Zona	2	0.00051	0.00167	0.30578	0.739377

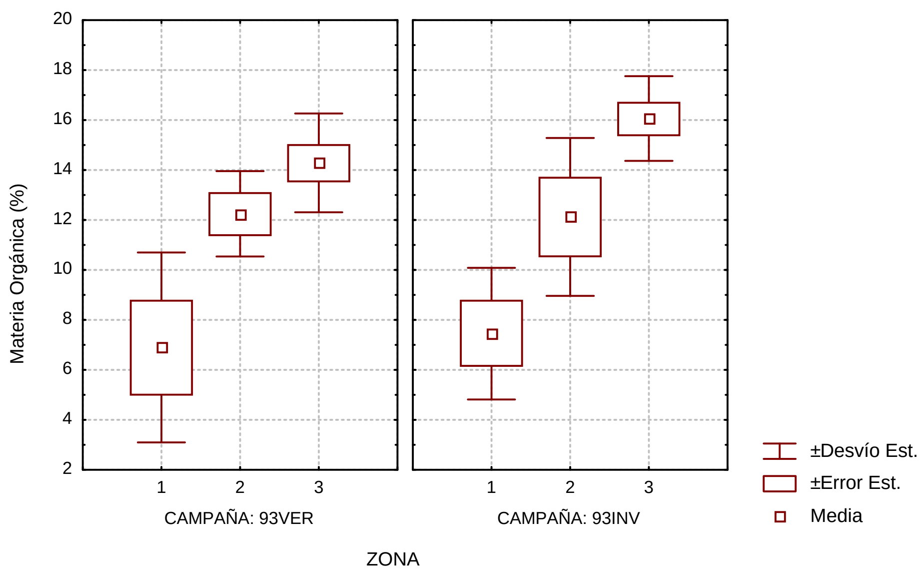


Figura 2.16. Variación espacio-temporal del porcentaje de materia orgánica en el sedimento del EdRB.

La variación espacial en este parámetro fue producto de un gradiente creciente desde la zona Este (San Gregorio de Polanco) a la zona Oeste (Represa) (Fig. 2.16). En general, las muestras obtenidas en los brazos presentaron menor concentración de materia orgánica que las del cuerpo principal, salvo el Brazo del Cardozo que presentó valores altos. Estos resultados confirman las hipótesis presentadas basadas en la variación espacial de las concentraciones de fosfatos y transparencia del agua, en lo referente a que se produce una decantación de sedimentos entre el ingreso del río al embalse y la represa debido a factores hidrodinámicos.

El aporte de sedimentos al EdRB depende del tipo de suelo y erosión de la cuenca. Esta recibe nutrientes a través de los afluentes y materia orgánica que se deposita en el fondo, aumentando en algunos casos el consumo de oxígeno. Los embalses que funcionan como lagos, desviarían una fracción importante fuera del ciclo, mejorando la calidad del agua al extraer materia orgánica por otra vía (e.g. práctica de la pesca) (Margalef, 1983). El gradiente observado podría ser el efecto de la descarga de agua más densa del río que arrastra los sedimentos hacia la zona central, acumulándose éstos en la zona de la represa ya que existiría una pendiente en sentido longitudinal Este-Oeste donde una parte es retenida y la otra es transportada aguas abajo hacia los embalses de Baygorria y Palmar.

La clasificación de los lagos según las diferentes formas de compuestos nitrogenados (nitritos y nitratos) propuesta por Vollenweider (1968) indicaría que el EdRB sería del tipo meso-oligotrófico, mientras que al considerar la caracterización trófica presentada por Salas y Martino (1990), en base a la concentración total de fosfatos, se consideró mas adecuado caracterizarlo como mesotrófico.

2.3.3 Aspectos biológicos

Los principios ecológicos generales que afectan la productividad son bien conocidos tanto para ambientes continentales como marinos (Margalef, 1972). Sin embargo, es necesario realizar estudios específicos espacio-dependientes, ya sea para proveer bases científicas suficientes para la administración o para calibrar los parámetros utilizados en modelos tales como el índice morfoedáfico de Ryder (Ryder *et al.,* 1974) con las características específicas del ecosistema.

Los aportes de energía al lago provienen a través de la cadena de pastoreo, es decir del fitoplancton, de los detritos (materia orgánica en los sedimentos o en suspensión) o de fuentes alóctonas (e.g. el aporte de restos vegetales) o fauna proveniente del ecosistema terrestre. En este numeral se considera el estudio de algunos componentes de las vías de transferencia energética mencionadas, como ser el fitoplancton, el zooplancton y el ictioplancton.

2.3.3.1. COMPOSICION Y ABUNDANCIA DEL FITOPLANCTON EN EDRB

La Tabla 2.15 muestra los resultados del ANOVA realizado a efectos de determinar variaciones espaciales, verticales y temporales en las concentraciones de fitoplancton del EdRB en base al estudio de la concentración de clorofila a. Se encontraron diferencias significativas en la distribución espacial y temporal de esta variable ($p<0.05$) así como en las interacciones profundidad-campaña, estación de muestreo-campaña y profundidad-estación de muestreo-campaña. La prueba de Tukey mostró diferencias significativas entre las campañas, en la distribución vertical ($p<0.05$) y entre las zonas 1 y 3. Asimismo dicho

análisis a posteriori mostró diferencias marginalmente significativas entre las zonas 2 y 3 ($p<0.09$).

Tabla 2.15. Resultados de los ANOVAs de una vía realizados para la concentración de clorofila a en el EdRB y la determinación de variaciones espacio-temporales en la distribución de este parámetro.

Factor	g.l	MS	gl error	MS error	F	p-level
Profundidad (1)	1	23.77	33	7.67	3.10	0.088
Zona (2)	2	27.35	33	7.67	3.57	0.040
Campaña (3)	1	43.35	33	7.67	5.65	0.023
1-2	2	7.45	33	7.67	0.97	0.389
1-3	1	55.99	33	7.67	7.30	0.011
2-3	2	171.36	33	7.67	22.35	0.000
1-2-3	2	36.89	33	7.67	4.81	0.015

La mayor concentración de clorofila a se registró en el primer metro de profundidad (Fig. 2.17) y en la parte Oeste del embalse (zona III) que corresponde al área de influencia de la represa (Fig. 2.18). Estos resultados coinciden con los patrones de variación espacial registrados para la transparencia del agua y de las concentraciones de fosfatos que fueron presentadas en la discusión de los parámetros físico-químicos.

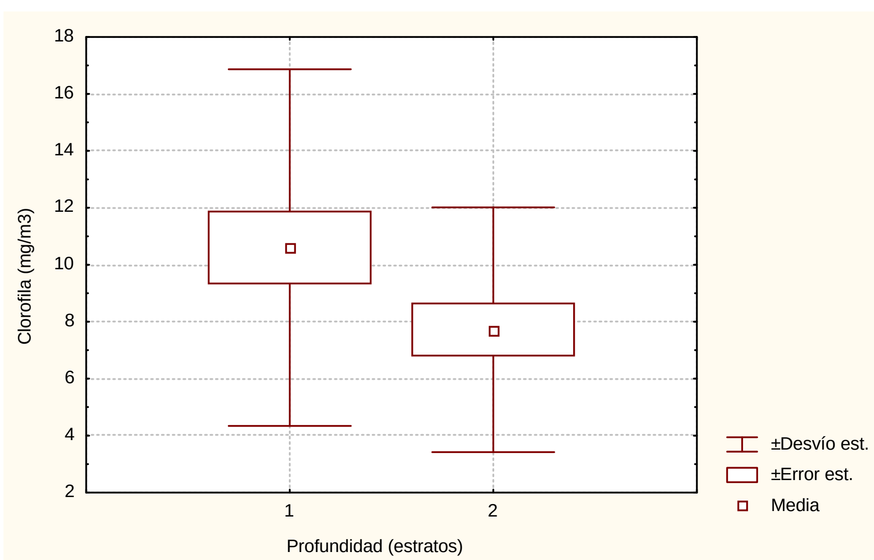


Figura 2.17. Concentración media y estadísticos asociados de clorofila a (mg/m^3) por capa de profundidad en el EdRB y sus estadísticos.

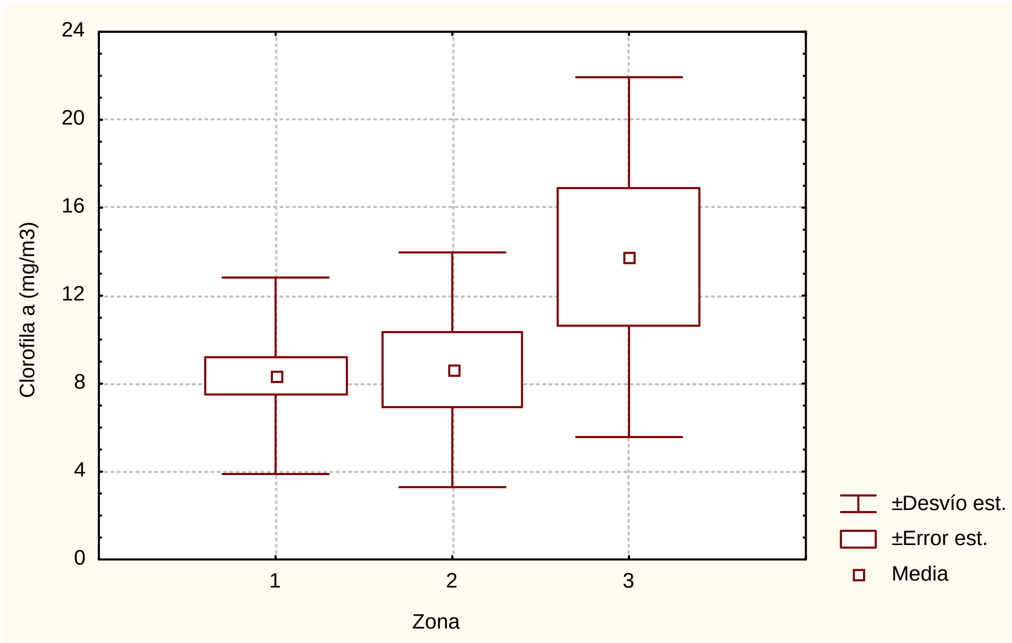


Figura 2.18. Concentración media y estadísticos asociados de clorofila a por zona del EdRB (1=zona Este, 2=zona media y 3= zona Oeste).

La producción primaria planctónica provee la base sobre la cual se fundamentan las cadenas alimenticias acuáticas que culminan en las poblaciones naturales de peces explotadas por el hombre, y que al mismo tiempo generan alrededor del 70 % del suministro de oxígeno atmosférico mundial. La producción excesiva de algas en lagos y embalses presenta problemas costosos en la industria del agua, al mismo tiempo que efectos deletéreos sobre pesquerías y actividades de recreación (Reynolds, 1984). A pesar de las distintas necesidades fisiológicas y de las variaciones con respecto a los límites de tolerancia a determinados parámetros ambientales de tipo fisico-químico, en el fitoplancton coexisten poblaciones de distintas especies (Wetzel, 1975).

En el EdRB se encontraron 121 taxones discriminados porcentualmente de la siguiente forma: *Chlorophyceae* (29.8), *Zygnemaphyceae* (22.3), *Cyanophyceae* (14.0), *Bacillaryophyceae* (13.2), *Euglenophyceae* (9.9), *Cryptophyceae* (4.1), *Chrysophyceae*

(3.3), *Dinophyceae* (1.7) y *Xantophyceae* (1.7). La clase mejor representada en cuanto a número de taxones fue *Chlorophyceae* con el 29.75% del total.

La estación 6 (desembocadura del Ao. Carpintería Sur) presentó la menor abundancia de organismos, con 190.70 org/ml, mientras que en la 4 (brazo del Ao. Cardozo) se observó la mayor abundancia (1301.69 org/ml), donde el grupo dominante fueron las Diatomeas con el género *Aulacoseira sp.*

Margalef (1983) establece que una densidad entre 100 -10000 células/ml corresponde a lagos eutróficos. Por lo tanto los resultados de los muestreos efectuados en el bienio 1992-1993 indicarían que el ERdB es un ambiente eutrófico. Considerando la concentración de clorofila a, y según la categorización de Salas y Martino (1990), el embalse sería meso-eutrófico.

Pérez *et al*. (1999), en base a cuatro puntos de muestreo localizados en el eje del EdRB, reportaron 124 taxas de organismos fitoplanctónicos y asociaron la presencia de *Aulacoseira spp* a la condición polimíctica del embalse. Asimismo Bonilla (1997), en estudios fitoplanctónicos realizados en el mismo embalse encontró homogeneidad vertical en cuanto a la composición específica de estos organismos en cuanto a su distribución dentro de la zona eufótica. Conforti y Pérez (2000) encontraron una mayor riqueza específica de organismos fitoplanctónicos de la clase Euglenophyceae en el cauce del río Negro previo a su desembocadura en el EdBR. Estos resultados pudieran deberse tanto a las modificaciones ambientales causadas por el embalse como al escaso número de estaciones de muestreo relevadas por estos autores en el embalse y al reducido período de tiempo evaluado.

2.3.3.2. COMPOSICION Y VARIACION ESPACIO-TEMPORAL DEL ZOOPLANCTON

El estudio de la comunidad zooplanctónica aporta conocimientos importantes a la interpretación de la estructura general del ecosistema. En este contexto, el zooplancton constituye un eslabón importante (producción secundaria) en la trama trófica ya que es el principal predador del fitoplancton y un componente fundamental en la dieta de los diferentes estadios larvales y de juveniles de la mayoría de las especies ícticas (Margalef, 1983). Durante mucho tiempo el uso de las características de la comunidad zooplanctónica como bioindicador ha sido considerada de bajo nivel informativo, no obstante estudios recientes muestran que los índices basados en composición del zooplancton presentan gran relevancia en la determinación del estado trófico de los ecosistemas (Andronikova, 1996).

El estudio de esta comunidad en el EdRB permitió identificar tres grupos dominantes: Copépodos, Rotíferos y Cladóceros, así como una alta densidad de nauplios y en menor proporción organismos de la clase Ciliata. Para el análisis de los resultados debe tenerse en cuenta que el tamaño de malla empleado para la toma de muestras duplicó al utilizado por otros autores (Conde *et al*., 1999), por lo que la densidad de los zooplanctontes de menor tamaño (rotíferos, nauplii y ciliados) pudiera estar subestimada. Para determinar la sensibilidad de los índices en relación al tamaño de malla se compararon las variaciones estacionales de la relación Cladoceros/Copépodos (Cl/Co) y Copépodos/Rotíferos (Co/R) obtenidas en esta Tesis con las presentadas por Conde *et al.* (1999) en base a muestreos realizados con malla de 75 micras (Fig. 2.19). El análisis no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (Sokal y Rohlf, 1980) realizado para comparar la variación estacional de distribuciones modales del índice Cl/Co no mostró diferencias significativas ($p>.1$), lo que indicaría que el tamaño de malla no influyó en los resultados.

Sin embargo, el índice Co/R fue sensible al tamaño de malla empleado, probablemente por la subestimación de la abundancia de rotíferos, dado su menor tamaño.

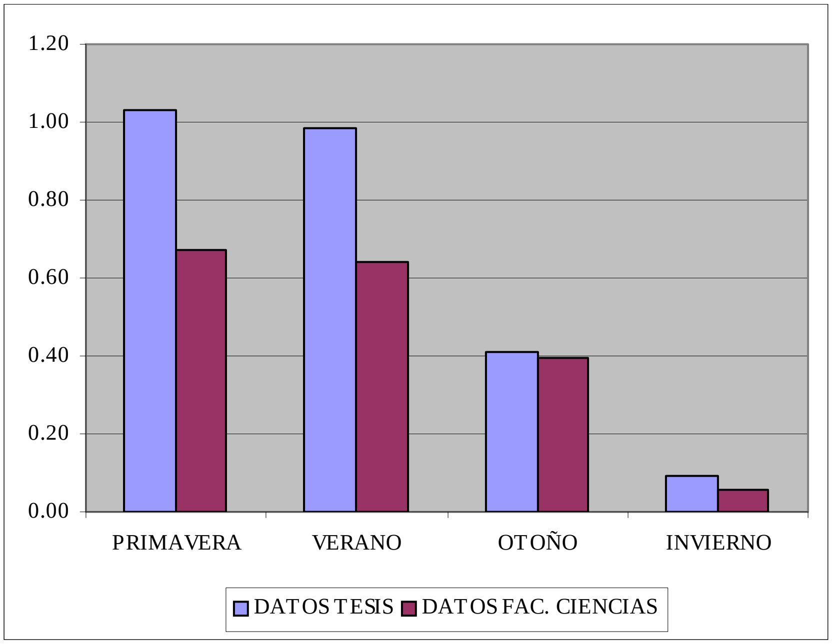


Figura 2.19. Comparación de la variación estacional de los promedios de la relación Cl/Co entre las bases de datos de la presente Tesis y las empleadas por Conde *et al*. (1999).

El índice Cl/Co es directamente proporcional al estado trófico lo que explica los máximos obtenidos en primavera y verano (Fig. 2.19). Dado que no se dispone de una serie suficientemente larga de variaciones estacionales del índice, los resultados obtenidos deben ser solamente considerados como puntos de referencia para posteriores estudios. La variación del estado trófico del ambiente debiera evaluarse anualmente dentro de un mismo período del año ya que la relación Cl/Co presentó variaciones estacionales.

Los ANOVA de dos vías realizados mostraron significación estadística entre campañas en todos los casos (Tablas 2.16 a 2.22). De manera general, se advirtió mayor abundancia de todos los taxones estudiados durante los meses cálidos (primavera-verano), declinando hacia invierno. La zona de la Represa (estación 1), el brazo del Chileno Grande

(estación 15), la zona de Isla Rospide (estación 9), Dilfa (estación 5) y una estación del centro del embalse (estación 11) presentaron las concentraciones más elevadas para la mayoría de los taxones estudiados (Fig. 2.20). No obstante los únicos grupos que mostraron diferencias estadísticas en la distribución espacial según los ANOVA, fueron los rotíferos y los copépodos Calanoida (Tablas 2.16 a 2.19). Los primeros mostraron diferencias significativas según la prueba a posteriori de Tukey ($p<0.05$), en la distribución tanto en el eje Este-Oeste del embalse (estratificando al embalse en tres zonas; Este, Centro y Oeste, tal como fuera presentado en los resultados y discusión de los parámetros abióticos)(Tabla 2.16) como en el Norte-Sur (considerando el cuerpo central del embalse y brazos de los tributarios) (Tabla 2.17). Los Calanoida mostraron diferencias significativas solamente en el eje Norte-Sur (Tablas 2.18 y 2.19) pese a presentar mayores densidades en la zona Oeste del embalse (Fig. 2.22).

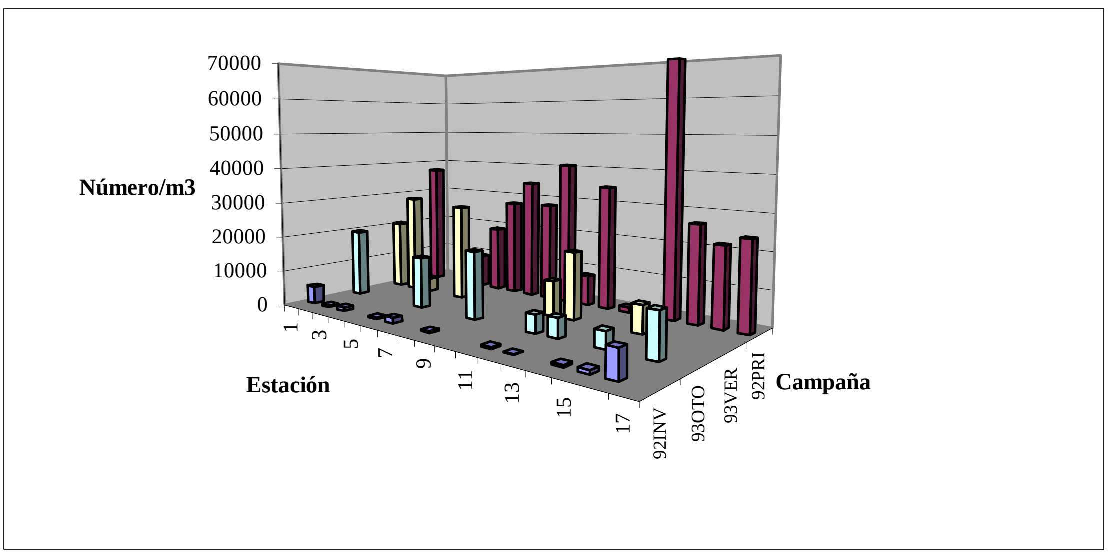


Figura 2.20. Distribución espacio-temporal del zooplancton en el EdRB.

Tabla 2.16. Resultados del ANOVA del estudio de variaciones espacio-temporales del los Rotíferos del EdRB.

Factor	GL	MS	GL error	MS error	F	p
Campaña	4	76254016	34	4553185	16.74	< **.001**
Zona	2	39230548	34	4553185	8.61	< **.001**
Interacción	8	2794INV42	34	4553185	6.13	< **.001**

Tabla 2.17. Resultados del ANOVA sobre variaciones espacio-temporales de la concentración de Rotíferos considerando las diferentes Campañas (1) y las estaciones de muestreo el cuerpo central del embalse o en los brazos de los afluentes (2).

Factor	GL	MS	GL error	MS err	F	p
Campaña (1)	4	106791168	39	6094835.5	17.52	**<.001**
2	1	64529672	39	6094835.5	10.58	**<.001**
1-2	4	36372052	39	6094835.5	5.96	**<.001**

Tabla 2.18. Resultados del ANOVA del estudio de variaciones espacio-temporales del los Copépodos Calanoida del EdRB.

Factor	GL	MS	GL error	MS error	F	p
Campaña	4	99837704	34	9797268	10.190	< **.001**
Zona	2	7338923	34	9797268	.7491	<.610
Interacción	8	9864474	34	9797268	1.006	<.540

Tabla 2.19. Resultados del ANOVA sobre variaciones espacio-temporales de la concentración de Copépodos Calanoida considerando las diferentes Campañas (1) y las estaciones de muestreo asociadas según su distribución en el cuerpo central del embalse o en los brazos de los afluentes (2).

Factor	GL	MS	GL error	MS error	F	p
1	4	118171448	39	6094835.5	19.68	**<.001**
2	1	33977216	39	6094835.5	5.65	**<0.05**
1-2	4	35755800	39	6094835.5	5.95	**<0.01**

Tabla 2.20. Resultados del ANOVA del estudio de variaciones espacio-temporales del los Copépodos Cyclopoida del EdRB.

Factor	GL	MS	GL error	MS error	F	p
Campaña	4	26017180	34	3598276	7.230	< **.001**
Zona	2	2738737	34	3598276	.7611	<.480
Interacción	8	4090960	34	3598276	1.1369	<.380

Tabla 2.21. Resultados del ANOVA del estudio de variaciones espacio-temporales del los cladóceros del EdRB.

Factor	GL	MS	GL error	MS error	F	p
Campaña	4	99937704	34	9972680	10.190	< **.001**
Zona	2	7938913	34	9972680	.7491	.470
Interacción	8	9964374	34	9972680	1.006	.429

Tabla 2.22. Resultados del ANOVA del estudio de variaciones espacio-temporales del los Nauplios del EdRB.

Factor	GL	MS	GL error	MS error	F	p
Campaña	4	76635192	34	18539414	4.133636	< **.001**
Zona	2	653315.	34	18539414	.035239	.965
Interacción	8	8195275	34	18539414	.442046	.887

En la subclase Copépoda predominó el orden Calanoida sobre el Cyclopoida, no advirtiéndose la presencia de los Harpacticoida. El Phylum Rotifera estuvo representado por los géneros *Keratella, Filinia, Polyarthra y Brachionus*. Dentro del suborden Cladocera fueron predominantes la familia Bosminidae, representada por *Bosminopsis sp., Bosmina sp.* y ejemplares de la familia Sididae y del género *Daphnia*.

En el primer grupo, formado por copépodos Cyclopoida (esencialmente predadores macrófagos, planctónicos y bentónicos) y Calanoida (filtradores planctónicos), se advirtió un predominio decreciente de estos últimos a partir de la primavera (92PRI) hasta el otoño (93OTO) invirtiéndose esta relación en la estación invernal (92INV). Este patrón se repitió en la misma época del año siguiente (93INV) (Fig. 2.21) y correspondería a un ciclo de reproducción en primavera con un reclutamiento temprano al arte de muestreo, debido a que este fue menos selectivo con estos organismos debido a su mayor tamaño, y una disminución progresiva de la densidad ocasionada por predación de organismos zooplanctófagos (estadios juveniles de peces, filtradores, etc.).

La variación temporal también estaría relacionada con la mayor disponibilidad de alimento (fitoplancton) en los meses de primavera - verano y disminución del mismo en otoño e invierno. Esto explicaría la distribución espacial de los Calanoida y rotíferos que presentaron el mismo patrón que el fitoplancton, mostrando mayores concentraciones hacia la zona Oeste del embalse (Fig. 2.22). El aumento de copépodos predadores en este período se vería favorecido por el incremento de la biomasa de los rotíferos, cladóceros y copépodos filtradores.

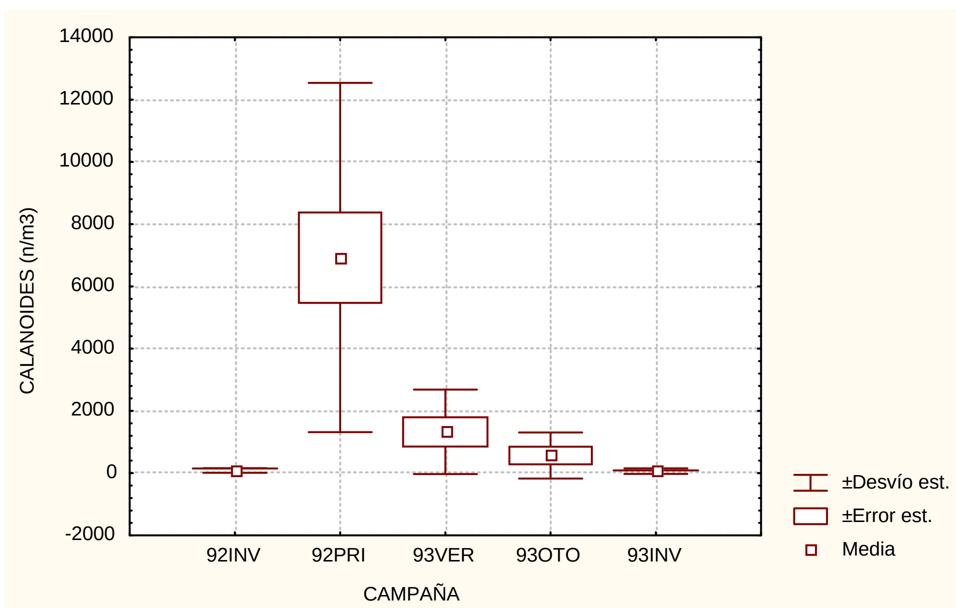


Figura 2.21. Variación temporal de la densidad media de copépodos Calanoida en el EdRB y sus estadísticos.

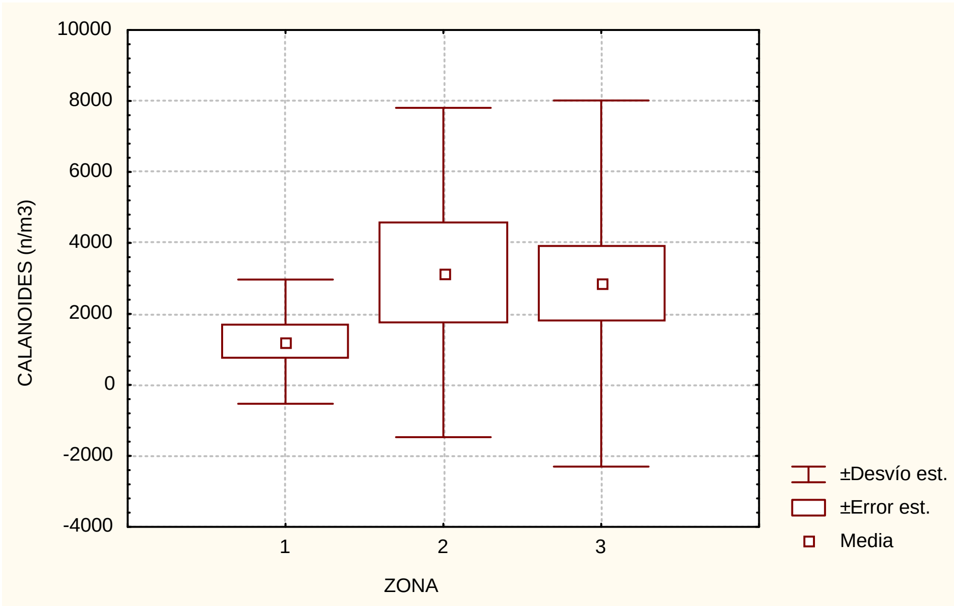


Figura 2.22. Variación espacial de la densidad media de copépodos Calanoida en el EdRB y sus estadísticos.

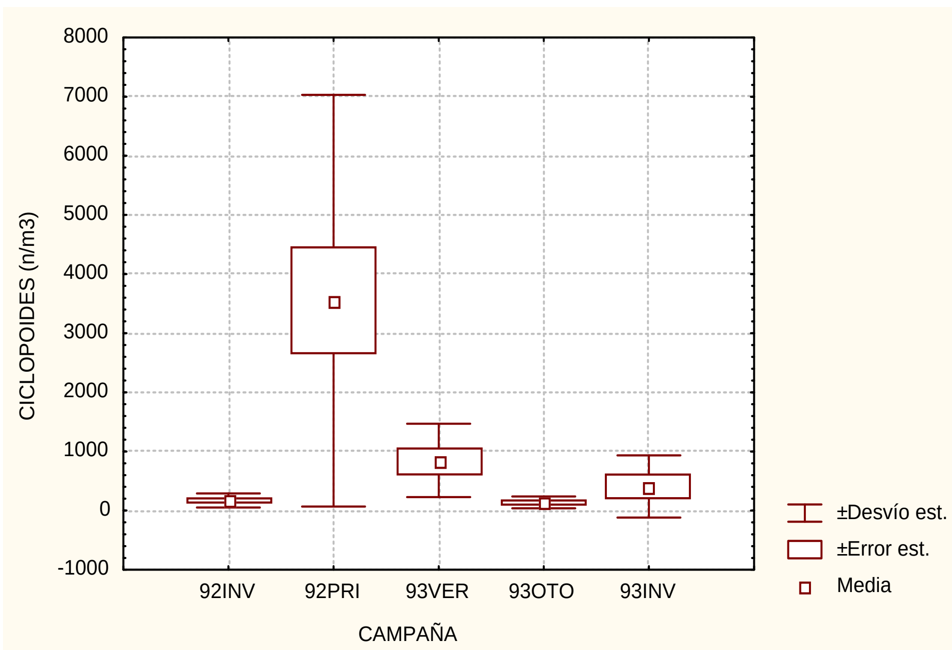


Figura 2.23. Variación temporal de la densidad media de copépodos Cyclopoida en el EdRB y sus estadísticos.

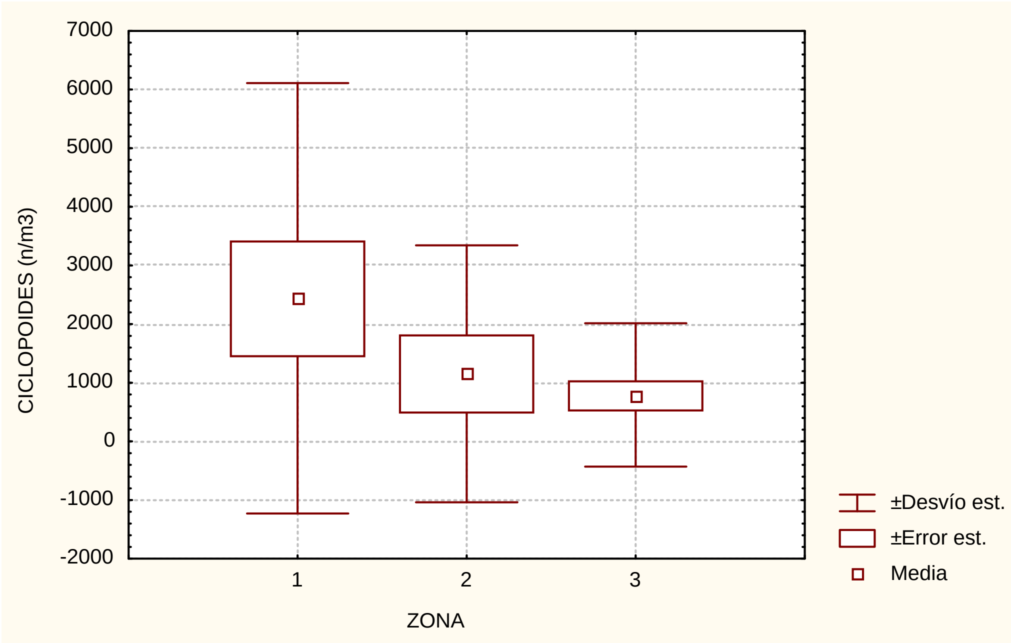


Figura 2.24. Variación espacial de copépodos Cyclopoida en el EdRB y sus estadísticos.

Los copépodos ciclopoides presentaron mayor densidad en primavera y verano (Fig. 2.23) y al considerar la estratificación del embalse en zonas (Oeste, media y Este), mostraron un gradiente desde la represa (Zona 1) hacia el Este (Zona 3) (Fig. 2.24), que no pudo ser sustentado estadísticamente en los resultados del ANOVA (Tabla 2.20).

Observando al grupo en su conjunto, las densidades medias más altas se registraron en primavera (5304 ± 3200 ind/m^3) y verano (2943 ± 1748 ind/m^3), aunque en esta estación los valores fueron sensiblemente menores. En otoño los valores variaron en un rango más amplio, la zona Oeste del embalse (estaciones 4, 1 y 5 correspondientes a Bzo.Cardozo, Represa y Dilfa respectivamente) entre 600 y 2200 ind/m^3 , mientras que en la zona central el rango fue entre 39 y 269 ind/m^3 (Fig. 2.20).

Con relación a los microcrustáceos, uno de los parámetros bióticos más empleados para la evaluación del estado trófico de los embalses es la proporción entre los dos órdenes de copépodos planctónicos, los Calanoida y los Cyclopoida (Tundisi *et al*., 1991). En el EdBR se

encontró un claro predominio de los Cyclopoida en invierno mientras que en las demás estaciones del año predominaron los Calanoida (Tabla 2.23), los cuales presentan mayor adaptación a condiciones de estabilidad ambiental y a condiciones mesotróficas u oligotróficas (Tundisi *et al.*, 1991). En invierno, debido principalmente al régimen de vientos y precipitaciones, existe una mayor variabilidad ambiental que explica el predominio de los Cyclopoida. En términos generales, el comportamiento de este indicador mostraría condiciones oligotróficas o mesotróficas en el EdRB, así como de estabilidad ambiental. En cuanto a la variación espacial de la distribución de Calanoides, el ANOVA realizado mostró la preferencia de este grupo por zonas del cuerpo central del embalse en primavera-verano y por los brazos de los tributarios en otoño-invierno (Tabla 2.19 y Fig. 2.25). La dominancia de los copépodos Calanoideos (de baja tasa de renovación poblacional, Margalef, 1983) en tres de las cuatro estaciones del año demostraría que el embalse es un ecosistema maduro. Por otra parte estos organismos se asocian a reducidos niveles de nutrientes y a una moderada predación (Calijuri, 1988) .

El grupo de los rotíferos comprende filtradores de menor talla y con una vida media inferior a los copépodos (entre 1 y 2 semanas). Debido a que el tamaño de malla empleado en la recolección de las muestras ocasionó un sesgo en las capturas de los zooplanctontes menores, entre los que se encuentran las rotiferos, no es posible realizar afirmaciones precisas sobre estos organismos por lo que estos resultados deben interpretarse con cautela. La menor densidad fue observada en invierno de 1992 (92INV). Los resultados de la distribución espacial y temporal de rotíferos se presentan en la Tabla 2.23 y Figura 2.25. Las variaciones temporales pudieran atribuirse a la evolución de diferentes cohortes y a como éstas fueron retenidas por la red de zooplancton considerando su selectividad por las tallas mayores. En

primavera se produciría la reproducción e ingreso de clases menores que justificaría la menor densidad encontrada, ya que estas tallas no fueron retenidas por el arte (92PRI). El incremento de la densidad en verano (93VER) correspondería al reclutamiento al arte de muestreo de la clase de primavera. A fines de verano-comienzos de otoño (93OTO) habría otro período de reproducción que fue registrado en el incremento de la densidad en los muestreos de invierno (93INV).

Este patrón de distribución temporal pudiera ser mas complejo ya que los rotíferos, al igual que los cladóceros, son susceptibles a cambios en las condiciones físico-químicas del medio por lo que producen huevos resistentes ante situaciones ambientales adversas (huevos dormantes) (Nogueira, 1996), que recién eclosionarían cuando encontraran nuevamente un medio propicio para el desarrollo.

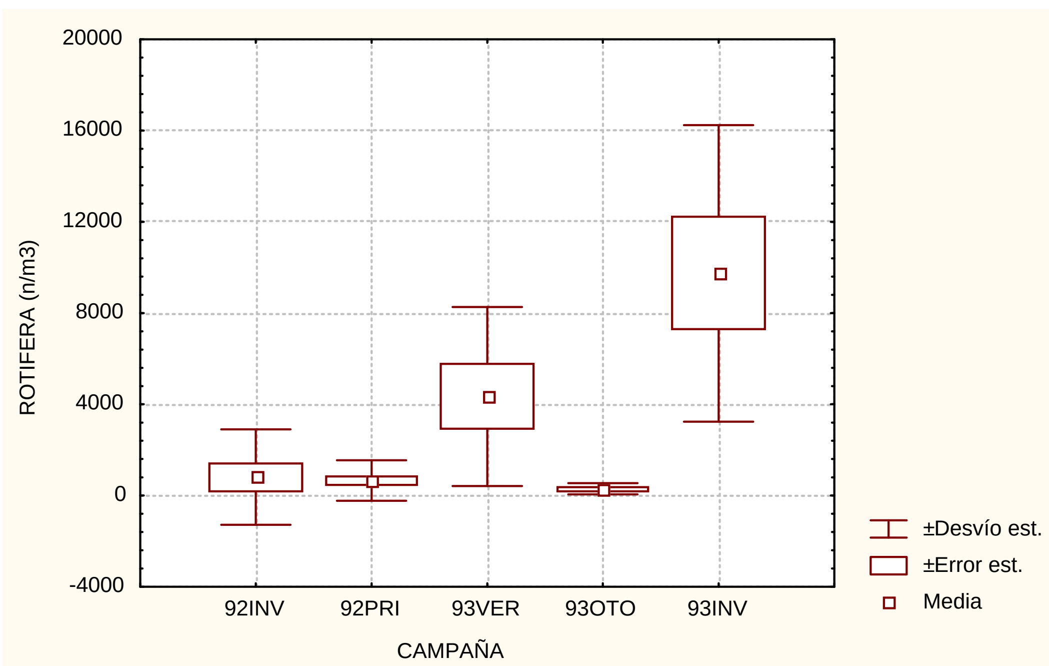


Figura 2.25. Variación temporal de la densidad media de los rotíferos en el EdRB y sus estadísticos.

En otoño e invierno las estaciones del Oeste del embalse fueron las mejor representadas (Fig. 2.26). En Las Cañas (al este del embalse) la densidad fue 7088 ind/m^3 mientras que no se registraron cladóceros y el número de copépodos fue 56 ind/m^3.

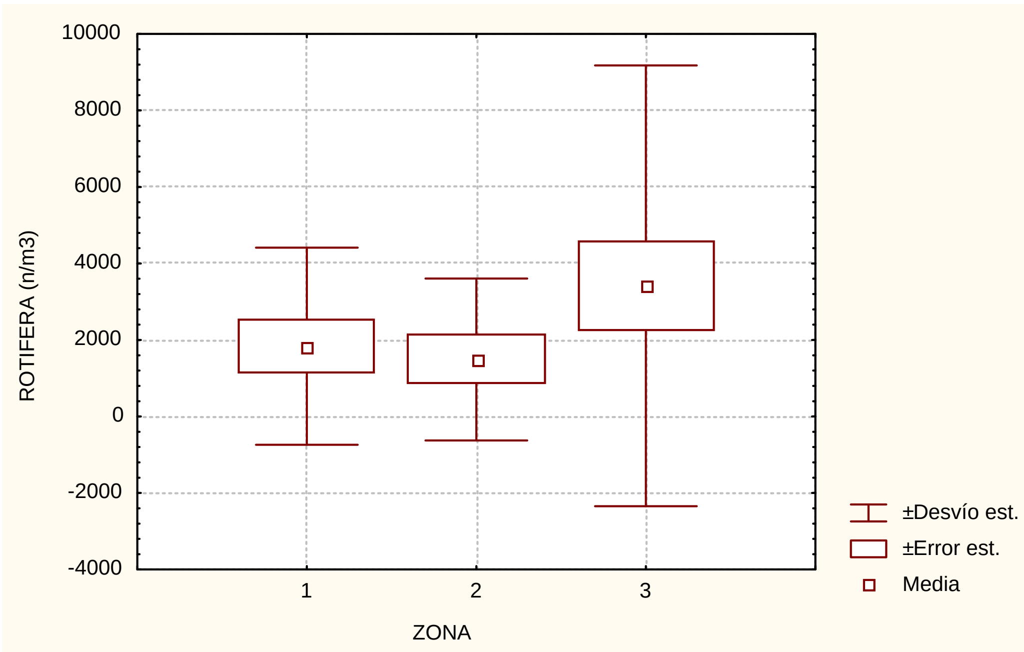


Figura 2.26. Variación espacial de la densidad media de los rotíferos del EdRB y sus estadísticos.

Los rotíferos, durante todo el período considerado, fueron el único grupo que presentó mayor densidad en las estaciones realizadas en zonas abiertas cuya profundidad media fue 11 m (Tabla 2.17). En los embalses no estratificados la mayoría de las especies se concentraron fundamentalmente en superficie, lo que les permite acceder fácilmente al alimento. No obstante existen aquellas como *Keratella quadrata*, *Polyarthra remata* y dos especies del género *Filinia* que son más abundantes en zonas profundas (10 m o hasta 20 m) (Margalef, 1983). En el embalse de Segredo, también se encontraron resultados similares a los reportados en este trabajo, fundamentalmente en cuanto a la dominancia de rotíferos de los géneros *Filinia* y *Kellicottia* y *Keratella* en el cuerpo principal del embalse (Agostinho y Gomes,

1997). Asimismo, estos estudios reportaron bajas densidades de *Brachionus spp,* especies que se destacan como indicadores de condiciones eutróficas (Sládecek, 1983), aunque estos resultados pudieran deberse a las limitaciones metodológicas mencionadas.

Los rotíferos, dadas sus características tróficas (consumidores de plancton, detritos y bacterias) actúan en la regulación de poblaciones de algas clorofíceas y criptofíceas, contribuyendo también a la estabilidad de la carga de materia orgánica en el embalse (Agostinho y Gomes, 1997). En el EdBR, este hecho estaría reflejado en la similitud que presentaron los patrones de distribución espacio temporal de estos organismos con los de fitoplancton y material particulado en suspensión.

Los cladóceros encontrados en el embalse son planctónicos y en su mayoría filtradores. Estacionalmente presentaron densidades medias muy elevadas en primavera (9102 ± 8800 ind/m^3) y en verano, comparables a la de los copépodos (Tabla 2.24 y Fig. 2.28). Estas variaciones temporales responderían a una cohorte de primavera que es reclutada tempranamente al arte de muestreo debido a su tamaño, y a la disminución sucesiva de la densidad en los meses posteriores por predación de los organismos zooplanctófagos. En cuanto a la distribución espacial los ambientes donde estuvieron mejor representados fueron el Brazo del Chileno Grande (estación 15), la estación del centro del embalse (estación 11) y el Brazo del Carpintería Sur (estación 7). La densidad mínima, tal como fuera expresado anteriormente, se presentó en invierno (9 ± 8 ind/m^3)(Tabla 2.23, Fig. 2.27). Estas diferencias fueron sustentadas estadísticamente por los ANOVA, los cuales no mostraron diferencias significativas en lo referente a la distribución espacial en ninguno de los dos ejes del embalse (Tabla 2.21), pese a que se encontró mayor abundancia en las estaciones de muestreo situadas

en los brazos de los afluentes (promedios de 3800 ± 3600 ind/m3 y de 3000 ± 2900 ind/m3 respectivamente) así como en la zona Este y centro (Fig. 2.30).

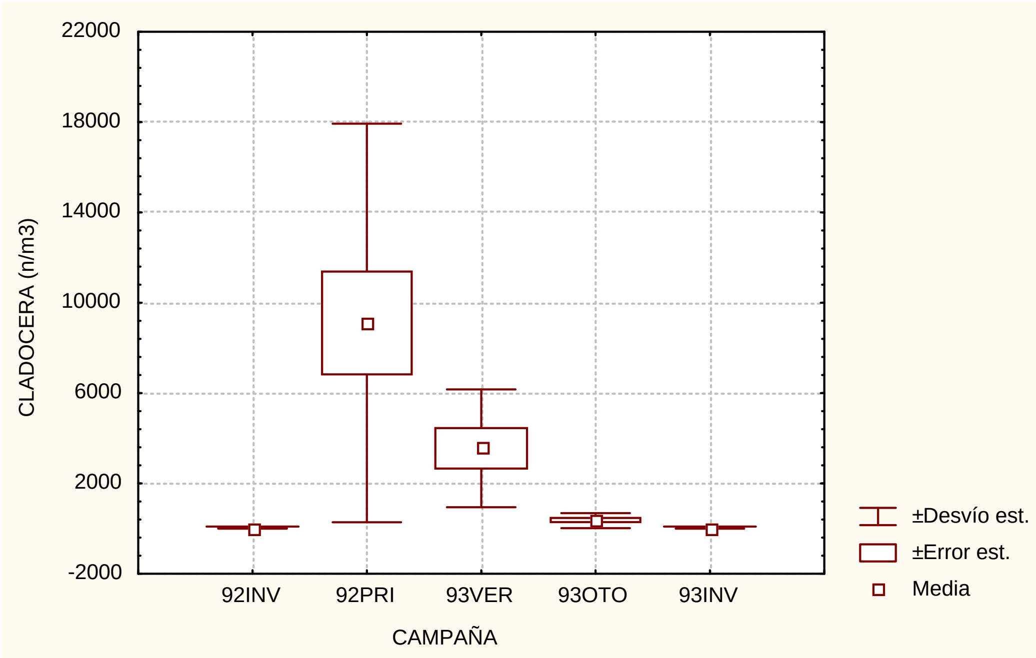


Figura 2.27. Variación temporal de la densidad media de los cladóceros del EdRB y sus estadísticos.

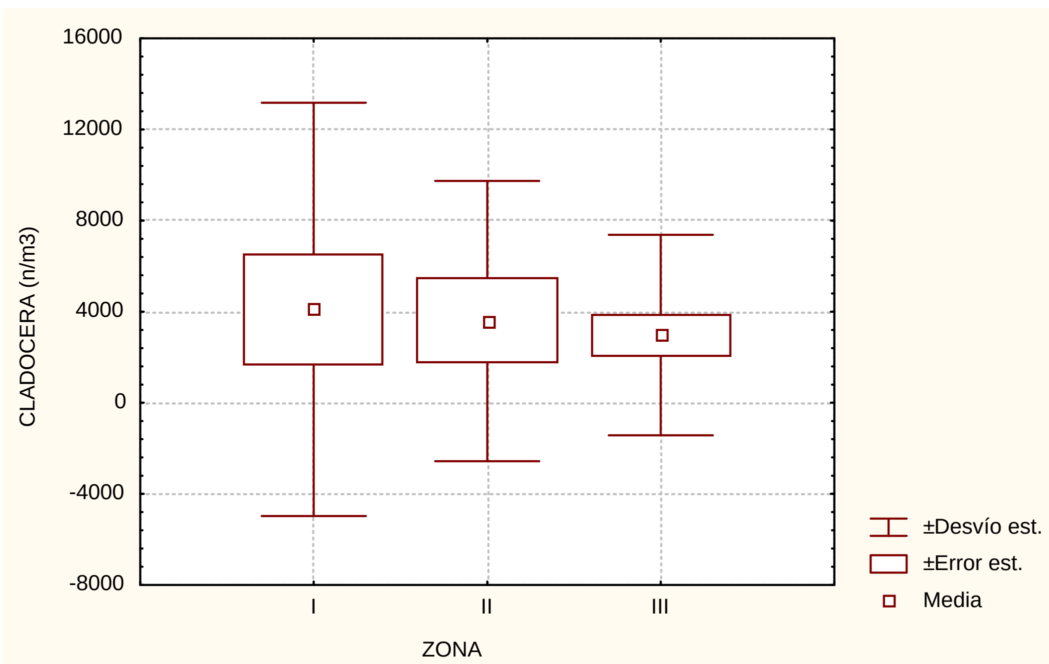


Figura 2.28. Variación espacial de la densidad media de los cladóceros del EdRB y sus estadísticos.

Los Nauplios, formados por estadios larvales de diferentes crustáceos, fueron comparativamente el grupo que estuvo mejor representado en otoño e invierno, manteniendo concentraciones máximas en verano y primavera (Tabla 2.23, Fig. 2.29). Este grupo presentó mayores densidades en zonas más profundas a excepción de otoño, cuándo predominó en los brazos pero en poca magnitud. Las diferencias estacionales que indicarían que la principal época de reproducción del zooplancton se produjo en primavera, fueron corroboradas estadísticamente por los ANOVA, aunque el análisis espacial no aportó diferencias significativas (Tabla 2.22 y Fig. 2.30).

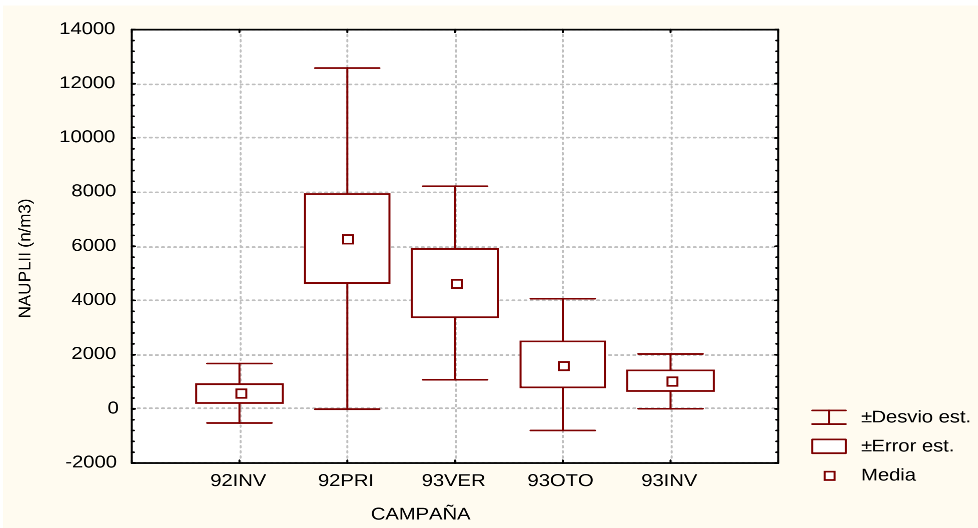


Figura 2.29. Variación temporal de la densidad media de nauplios en el EdRB y sus estadísticos.

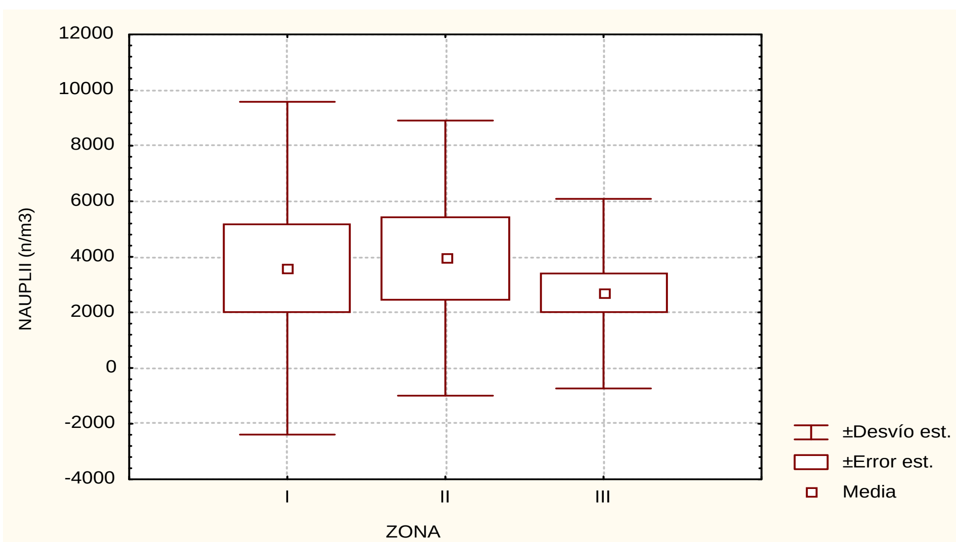


Figura 2.30. Variación espacial de la densidad media de nauplios en el EdRB y sus estadísticos.

Tabla 2.23. Variación temporal de la densidad media de organismos zooplanctónicos (número/m3).

CAMPAÑA: 92INV			
	Media	Desvío estándar	Error estándar
NAUPLII	576	1097	331
CICLOPOI	171	118	36
CALANID	87	74	22
CLADOCER	9	8	2
ROTIFERA	810	2090	630

CAMPAÑA: 92PRI			
	Media	Desvío estándar	Error estándar
NAUPLII	6284	6297	1626
CICLOPOI	3549	3481	899
CALANID	6927	5609	1448
CLADOCER	9102	8823	2278
ROTIFERA	660	888	229

CAMPAÑA: 93VER			
	Media	Desvío estándar	Error estándar
NAUPLII	4646	3571	1263
CICLOPOI	849	620	219
CALANID	1325	1358	480
CLADOCER	3555	2607	922
ROTIFERA	4341	3924	1387

CAMPAÑA: 93OTO			
	Media	Desvío estándar	Error estándar
NAUPLII	1636	2432	860
CICLOPOI	139	101	36
CALANID	566	739	261
CLADOCER	352	332	117
ROTIFERA	298	249	88

CAMPAÑA: 93INV			
	Media	Desvío estándar	Error estándar
NAUPLII	1018	1011	382
CICLOPOI	408	526	199
CALANID	65	92	35
CLADOCER	40	43	16
ROTIFERA	9740	6503	2458

Tabla 2.24. Variación espacio-temporal de la densidad de organismos zooplanctónicos (número de individuos/m3) en el ERdB. (I=Cyclopoida/Calanoida, C.Ppal=cuerpo principal del embalse; Brazos=brazos de los tributarios del embalse)

Campañas	Nauplii	Cyclopoida	Calanoida	I	Cladocera	Rotifera
92INV						
Brazos	237	136	258	0.5	6	156
C.Ppal.	1169	233	60	3.9	14	220
92PRI						
Brazos	5788	3249	6146	0.5	5512	464
C.Ppal.	7276	4150	8488	0.5	1052	1052
93VER						
Brazos	3380	1041	1218	0.9	4323	3773
C.Ppal.	5407	733	1390	0.5	3095	4682
93OTO						
Brazos	1743	130	657	0.2	397	230
C.Ppal.	1316	168	293	0.6	215	502

El microzooplancton (e.g. rotíferos y nauplios) en verano presentó densidades relativas mayores a los demás grupos, lo cual coincide con estudios realizados en otras zonas templadas (José de Paggi, 1980) y por Conde *et al*. (1999) en el EdRB.

Los resultados obtenidos en los estudios de distribución espacio- temporal del zooplancton del EdRB concuerdan con los presentados por Conde *et al*. (1999) que registraron valores máximos en la estación de Cardozo (Zona III) a fines de primavera-verano y las menores en las proximidades de San Gregorio de Polanco (Zona I), en invierno. También se encontraron coincidencias con estos autores en cuanto a la composición de la comunidad (donde los organismos dominantes fueron los rotíferos, seguidos de los copépodos y cladóceros) aunque no en cuanto a las abundancias relativas, hecho justificado por las diferencias en el tamaño de malla de los artes utilizados para la recolección de las muestras.

Asimismo se encontró una concordancia con la distribución de biomasa fitoplanctonica, que fuera discutida en el numeral anterior.

2.4. CONCLUSIONES

No se encontró variación vertical de la temperatura (gradiente térmico) en el EdRB, probablemente debido a los procesos de mezcla causados por el viento, al caudal de entrada y a la operación de las turbinas y vertederos del complejo hidroeléctrico. La ausencia de variación vertical en las concentraciones de oxígeno disuelto indicaría que el embalse habría alcanzado una condición de estabilidad donde se habría producido la descomposición de la vegetación sumergida, proceso que ocasiona una pronunciada disminución de este parámetro.

La estabilidad ambiental se manifestó también en los valores constantes de pH que presentaron independencia de las oscilaciones del los niveles hidrométricos. Aunque pudieran sufrir ligeras variaciones a causa de floraciones algales, los mayores registros de esta variable se presentaron en primavera-verano y coincidieron con el incremento de fitoplancton.

A nivel espacial se encontró un gradiente marcado desde la represa hacia la entrada del río al embalse**,** fundamentalmente en la transparencia del agua, fosfatos, conductividad, concentración de organismos fitoplanctónicos y zooplanctontes. Esto estaría asociado a la precipitación de material particulado en el sentido río-represa, proceso que presenta gran relevancia desde el punto de vista limnológico, pues: (1) contribuye a la reducción de la concentración de fósforo y hierro; (2) aumenta la extensión de la zona eufótica, lo que significa un beneficio para el fitoplancton e indirectamente para sus consumidores. La distribución de las diferentes fracciones del fosfato a lo largo de la columna de agua, presentó gran variación, lo cual se relacionó fundamentalmente con el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, el estado trófico del lago y el sistema de circulación de la masa de agua.

El ERdB se definiría como un ambiente mesotrófico-eutrófico según la densidad y composición del fitoplancton. Los indicadores basados en organismos zooplanctónicos, en particular la relación entre copépodos Cyclopoida y Calanoida, lo clasificarían como un ambiente estable con condiciones oligotróficas o mesotróficas. La dominancia de los copépodos Calanoideos catalogaría al EdRB como un ecosistema maduro.

Considerando conjuntamente los indicadores bióticos (fitoplancton y zooplancton) y abióticos (concentración de nitritos, nitratos y fosfatos) de estado trófico, se considera que el EdRB es mesotrófico.

CAPÍTULO III: BIOMASA ÍCTICA Y OTROS PARÁMETROS BIOLÓGICO-PESQUEROS COMO ESTIMADORES DE ESTRÉS ECOLÓGICO

3.1. INTRODUCCIÓN

El concepto de estrés ecológico es alusivo al estado de salud del ecosistema y difícil de cuantificar. Hace algunas décadas se presentaba el paradigma donde era asumido que las comunidades ecológicas tendían a un estado de estabilidad con alta diversidad y que debido a disturbios provocados por factores antropogénicos se obtenía un sistema menos estable caracterizado por una menor biodiversidad (Manus y Pauly, 1990). Según este paradigma era asumido que los índices de diversidad podrían ser empleados para indicar el grado de estrés de una comunidad. Huston (1979) ha demostrado que las relaciones entre diversidad, estabilidad y estrés son mucho más complejas de lo imaginado anteriormente y por tanto el estrés ecológico es difícilmente inferido solamente por medio de los índices de biodiversidad.

Modificaciones del hábitat, eutroficación, sobreexplotación pesquera, introducción de especies exóticas y contaminantes han sido invocados como agentes de estrés que afectan el equilibrio de las comunidades de peces de lagos y embalses (Kelso *et al.*, 1996). Sin embargo, las interpretaciones científicas así como las decisiones de manejo tanto a nivel local como del ecosistema son complicadas debido a carencias o fallas de interpretación de los registros históricos, incluso aquellos referentes a pesquerías (Kelso *et al.* 1996). Los análisis históricos pueden dar una visión de las variaciones espacio-temporales de agentes de estrés y de la respuesta de los recursos pesqueros o del ecosistema en su conjunto (e.g., Steedman *et al.*, 1996). Ryder y Kerr (1989) enfatizaron en la necesidad de desarrollar conocimientos previos del ecosistema antes de introducir iniciativas de manejo, incluyendo modificaciones del hábitat.

En el presente capítulo se analiza la posible aplicación de la determinación de biomasa íctica y de otros parámetros biológico-pesqueros como posibles estimadores de estrés ecológico en el embalse de Rincón del Bonete (EdRB). Asimismo se realiza un diagnóstico del EdRB con relación a estas variables, pretendiendo responder a las interrogantes planteadas en la propuesta de trabajo, particularmente aquellas relacionadas con la determinación de biomasa de peces, su distribución espacial, y la estructura poblacional de especies reclutadas por la pesquería artesanal y el estado de explotación actual.

Para alcanzar el objetivo se emplearon dos tipos de métodos: los primeros, llamados holísticos, que utilizan pocos parámetros poblacionales y consideran un stock de peces como una biomasa homogénea no tomando en cuenta, su estructura poblacional (Sparre y Venema, 1995). El otro tipo de metodología comprende el uso de modelos analíticos basados en una descripción más detallada del stock y demandan mayor cantidad de datos poblacionales que los anteriores, considerándose más confiables (Cadima, 2000). La determinación de la ictiomasa total se realizó mediante la aplicación de índices y modelos morfoedáficos (Rempel y Colby, 1991) así como de técnicas hidroacústicas (Burczynski, 1982), mientras que en el caso particular de la tararira, se realizó un análisis virtual de poblaciones (VPA).

3.2. METODOLGIA

3.2.1. EVALUACIÓN DE BIOMASA Y ANÁLISIS BIOLÓGICO-PESQUERO

3.2.1.1. MÉTODOS HOLÍSTICOS

Índices morfoedáficos

La dinámica de las poblaciones ícticas en embalses y grandes ríos está en función directa del régimen hidrológico (Welcomme, 1975; Welcomme y Hagborg, 1977). Sobre la base de numerosos análisis estadísticos de diversos ecosistemas lacustres se desarrollaron

índices morfoedáficos (IME) que correlacionan su producción pesquera con factores abióticos fáciles de determinar, tales como la conductividad del agua, sólidos en suspensión y profundidad media (Ryder *et al.*, 1974). Pese a que estos índices son empíricos y sus resultados no pueden ser utilizados aisladamente para administrar recursos, su utilidad radica en la posibilidad de calcular rápidamente el rendimiento potencial de un cuerpo de agua, basándose en datos de otros lagos estudiados. En el presente trabajo se aplicaron además modelos morfoedáficos (MM) (Rempel y Colby, 1991) para la determinación de la productividad del ecosistema según las propiedades limnológicas asociadas con la misma. Este modelo en particular relaciona la productividad pesquera (PP) con el área del embalse, volumen y el total de sólidos disueltos mediante la siguiente ecuación:

$$Log(PP) = 1.588\log(área) - 0.561\log(volúmen) + 0.293\log(TDS) + 6.184$$

donde:

área = área del cuerpo de agua considerado

volumen = volumen de agua del embalse

TSD= total de sólidos disueltos.

A efectos de obtener una estimación de la producción pesquera se empleó el MM de Downing *et al.* (1990) que correlaciona este parámetro (r^2=0.79, n=14; p<0.001) con la producción primaria mediante la siguiente relación:

$$Log(PP) = 0.6 + 0.575.\log(producción_primaria)$$

Otro MM empleado consistió en la determinación de la producción pesquera sobre la base de la biomasa evaluada expresada en toneladas (B) (Plane y Downing, 1989) mediante la relación:

$$Log(PP) = -0.42 + 1.084 \log(B)$$

Finalmente se aplicó otro MM propuesto por Downing *et al.* (1990) que relaciona la producción pesquera con la concentración total de fósforo ($\mu g.l^{-1}$).

$$Log(PP) = 0.332 + 0.531 Log(FT)$$

donde:

FT= concentración total de fósforo ($\mu g.l^{-1}$).

La mayoría de las variables requeridas por los IME fueron analizadas en el capítulo anterior. A éstas se sumó la profundidad media del EdRB y la biomasa íctica determinada por INAPE-DIPRODE (1993) en 12100 ton. Para obtener el registro batimétrico se emplearon las ecosondas que se describen en el numeral *3.2.1.2,* mientras que los demás parámetros fueron relevados mediante sensores (valija Hach con espectrofotómetro portátil y equipo Orión con sensores para pH, oxígeno disuelto y nutrientes).

En la Tabla 3.1 se presentan los parámetros morfométricos del EdRB y en la Tabla 3.2 las características físico-químicas del mismo. Estos valores fueron utilizados para el cálculo de la producción pesquera potencial según los índices de Rawson (1982), Coulter (1981), Toews y Griffith (1979), Oglesby (1977a y b) y Matuszek (1978).

Tabla 3.1. Parámetros morfométricos y factores climáticos de la región del EdRB utilizados como insumos para el cálculo de IME.

Parámetro	Valor
Superficie de la cuenca (km^2)	39700
Superficie a nivel 80 m (ha)	107000
Volumen a nivel 80 m (m^3)	$8.8 . 10^9$
Profundidad media (m)	8.0
Temperatura ambiente (°C)	17.5
Precipitación media anual (mm)	1.180
Velocidad media del viento (km/h)	11.0

Tabla 3.2. Características físico-químicas del EdRB. Valores medios registrados en el período estudiado, utilizados como insumos para el cálculo de IME.

Parámetro		
Temperatura del agua en superficie (° C)		17.0
Temperatura del agua en el fondo (° C)		17.0
Oxígeno disuelto en superficie (mg/l)		9.5
Oxígeno disuelto en fondo (mg/l)		9.0
pH en superficie		8.0
pH en fondo		8.0
Conductividad (µS/cm)		82.0
Sólidos en suspensión (mg/l)	*	62.3
Alcalinidad (mmol/l)	*	0.9
Lectura del disco Secchi (cm)		60.0
Clorofila (mg/m^3)		9.5
Materia orgánica en el sedimento %		12.5
Materia orgánica en suspensión (g/l)		2.4

* Tomado de Fac. Ciencias (1991)

3.2.1.2 MÉTODOS EMPÍRICOS

Pesca exploratoria

El método de evaluación por pesca exploratoria tuvo por objetivo la estimación de la biomasa íctica total mediante la expansión de las capturas puntuales llevadas a cabo por una red de cerco experimental al área total del EdRB. La principal limitante del método consiste en que el arte de pesca no captura la totalidad de los peces presentes, por lo que para calcular la densidad media de peces debe conocerse el porcentaje de peces capturados del total que intercepta el arte o coeficiente de capturabilidad (q) (Sparre y Venena, 1995).

Este método se apoya en tres supuestos fundamentales (Sparre y Venema, 1995):

1) La distribución del recurso en el área de estudio es homogénea.

2) El arte de pesca empleado opera en la columna de agua hasta la profundidad donde el recurso deja de estar representado significativamente.

3) Las capturas obtenidas por el arte representan un porcentaje estimable de la totalidad de los peces presentes en el área de operación.

Arte de pesca

Para el diseño del arte de pesca se tuvieron en cuenta los resultados de la campaña exploratoria, donde uno de los objetivos fue establecer la metodología de captura más adecuada para evaluar los recursos existentes. Los resultados de las prospecciones hidroacústicas durante esta campaña mostraron que la mayor concentración de peces se encontraba distribuida en los primeros 6 m de profundidad.

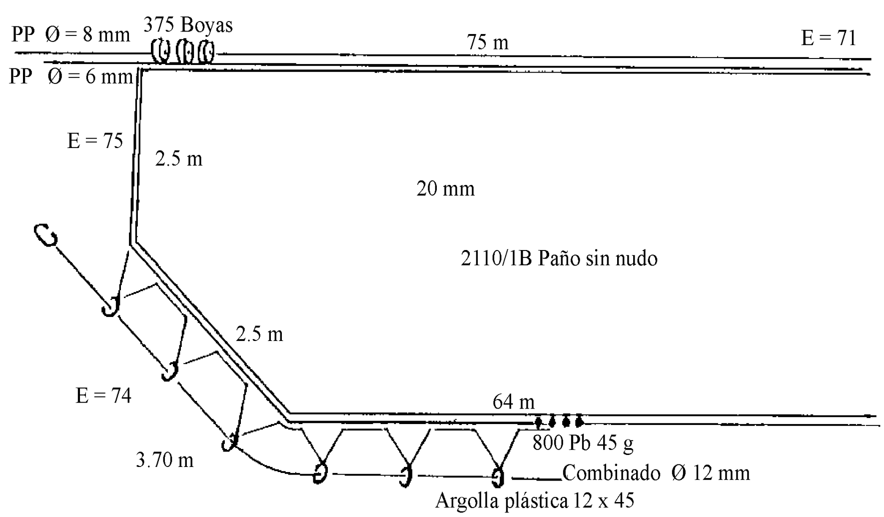


Figura 3.1. Esquema de la red de cerco utilizada para evaluar recursos en el EdRB.

Se diseñó una red de cerco de 40 mm de malla (entre nudos) de paño de nylon multifilamento, de 75 m de longitud por 7 m de altura (Fig. 3.1). La misma se caracteriza por ser un arte activo, presentando un sistema de argollas y jareta en la relinga inferior que permiten el cierre de la misma una vez culminada la operación. La relinga superior cuenta con boyas uniformemente distribuidas (Fig. 3.1).

La maniobra de pesca se realizó por medio de dos embarcaciones: una de 7 m de eslora en la que se encontraba estibada la red, amarrada a la banda de estribor del remolcador "Don Pancho" (perteneciente a UTE), de 14 m de eslora, con un motor interno de 90 HP. La operación consistió en cercar un área desplegando la red, procediendo luego al cierre de la misma mediante el cobrado de la jareta. El área encerrada por dicha red fue 0.04476 ha y el volumen de agua filtrado de 2686 m^3. El tiempo total de la maniobra de pesca desde que comenzó el calado de la red hasta la colecta de la captura fue de aproximadamente 30 minutos, dependiendo fundamentalmente de la precisión lograda por el patrón de la embarcación y de las condiciones generales del tiempo (viento - corriente).

Determinación del coeficiente de capturabilidad del arte

El coeficiente de capturabilidad se definió como la proporción de peces capturados por el arte de pesca con relación al número de éstos en el área de influencia de la red. El mismo depende de diversos factores tales como las especies objetivo, época del año, condiciones hidrológicas y características específicas del arte de pesca (Sparre y Venema, 1995). Para calcular este parámetro con la red de cerco, se realizaron 43 lances en forma simultánea con técnicas acústicas evaluando de esta manera la misma área con dos metodologías distintas (en

las 3 primeras campañas se realizaron 10 lances conjuntos en cada una y 13 en la última). La ecosonda FURUNO FE 6300 utilizada fue calibrada previamente con una ecosonda científica SIMRAD EYM para determinar la ganancia óptima en la cual se detectaban todos los peces interceptados por el haz, descartándose las marcas debidas a ruidos o interferencias.

Bajo el supuesto que la prospección hidroacústica registra la totalidad de los peces presentes en el área evaluada, se utilizó la siguiente ecuación para determinar el coeficiente de capturabilidad q del cerco:

$$q = CPUV_{nc} * 100 / MPUV_{na}$$

donde:

q = coeficiente de capturabilidad

$CPUV_{nc}$ = captura por unidad de volumen realizada por el cerco

$MPUV_{na}$ = número de marcas por unidad de volumen registradas por la ecosonda

La emisión de un haz ultrasónico en una distancia dada, representa un cono cuya base está apoyada en el fondo de la transección. En este caso estaría acotado en los 7 m de profundidad máxima a la cual operó el cerco. El número de ecomarcas dividido por el volumen calculado es la densidad. El volumen cubierto por el encaminamiento acústico del lance del cerco se calculó por la siguiente ecuación :

$$V_a = D/3 * tg_{\alpha/2} * (H^2_1 + H^2_2 + H_1 * H_2)$$

donde:

V_a = volumen muestreado por hidroacústica

D = distancia (perímetro del cerco)

α = ángulo del haz de ultrasonido

H_1 = profundidad (inicial)

H_2 = profundidad (final).

El volumen del encaminamiento acústico fue 1389 m^3. El volumen encerrado por la red de cerco es un cilindro, por lo que se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$V_c = r^2 * \pi * h$$

donde:

V_c = volumen encerrado por la red de cerco

r = radio del cerco

h = altura efectiva de la red (6 m).

El volumen muestreado por el cerco fue 2686 m^3.

Muestreo aleatorio simple de biomasa íctica

Los puntos geográficos analizados resultaron de la aplicación de un plan de muestreo aleatorio simple (Cochran, 1977). Para ello la superficie del embalse se dividió en 170 cuadrículas de 2 km de lado, sobre las que fueron seleccionadas 20.

La evaluación de abundancia mediante relevamiento por pesca exploratoria supone que el arte de pesca al cercar una superficie determinada, que se calcula a partir de las dimensiones del mismo, produce una captura proporcional a la densidad de peces que encierra (Sparre y Venema, 1995), o sea:

$$C_i = d_i \,.\, a_i \,.\, e_i \quad y \quad d_i = C_i / a_i .e_i = (CPUA)_i \,.\, e_i$$

donde:

i = número de lance

C_i= captura en peso de la especie (kg en el lance i)

d_i= densidad de una especie (kg /ha) en el lance i

a_i= área encerrada por la red (ha) en el lance i

e_i= factor de eficiencia total en el lance i

CPUA= captura por unidad de área.

El factor de eficiencia (e) representa la proporción de los peces presentes en el área cercada que efectivamente son capturados.

Para obtener estimadores de densidad media con sus correspondientes errores porcentuales se aplicó el análisis aleatorio simple (Sparre y Venema, 1995).

$d = 1/n \cdot \Sigma d_i$

donde:

d = estimador de la densidad media de una especie en el área

n = número de lances

d_i = densidad en el lance i.

La varianza de la muestra es:

$V(d) = (\Sigma i\ d_i^2 - ((\Sigma_i\ d_i)^2/n)) / n - 1$

y la varianza de la media:

$V(d) = V(d) / n$

Los límites de confianza de la densidad media (d) con un nivel de confianza del 90 % son:

$d \pm t\alpha/2 \cdot S / n_i$

donde:

d = densidad media

t = valor tabulado para $\alpha = 0.10$ y v grados de libertad

S = desviación típica muestral.

Por último la biomasa total estimada es:

$$B = A \cdot d$$

donde:

A = área total del embalse

d = densidad media.

Métodos hidroacústicos

En la campaña exploratoria (campaña 91PRI1) se realizaron encaminamientos hidroacústicos en 35 transectas con objeto de hacer un reconocimiento global del embalse identificando tipos de fondo y contribuyendo a la selección de los puntos de muestreo mediante redes agalleras. Asimismo, mediante esta metodología se determinó la biomasa íctica del embalse y con el empleo conjunto de pesca identificatoria con red de cerco y redes agalleras multimallas se realizaron estimaciones cualitativas. En una primera etapa se dispuso de una ecosonda de haz simple (FURUNO) que solo permitió la determinación de abundancia relativa y la distribución espacio-temporal de la ictiomasa. En los muestreos de julio y noviembre de 1993, y en febrero y julio de 1994, se empleó una ecosonda científica de doble haz (BIOSONICS) que permitió realizar estimaciones más precisas mediante la aplicación de algoritmos más complejos.

Prospección hidroacústica mediante ecosonda de haz simple

La metodología empleada para este trabajo es la descripta por Burczynski (1982) y Mathisen (1980), y más recientemente utilizada por Oldani (1986) y por INAPE (CARU-INAPE-INIDEP, 1990) para evaluar cuerpos de agua continental. El método mide

directamente la abundancia de peces cuando éstos se presentan como blancos individuales y consiste en el conteo de las ecomarcas registradas. Se aplicó el modelo determinístico de conteo de ecos propuesto por Kieser y Mulligan (1984) basado en los siguientes supuestos:

1) Los peces se presentan como blancos individuales no agrupados en cardúmenes.
2) Los peces insonificados son de talla uniforme.
3) La ecosonda es estable y su ganancia ha sido ajustada de forma tal que no se registren ecomarcas provenientes de ruidos.
4) La sonda posee un circuito de ganancia crono variable (TVG) 40 log r +2αr preciso. Esta función permite independizar el tamaño del pez (calculado indirectamente en función de su vigor de blanco o de la intensidad con que refleja el sonido incidente) de la distancia entre este y el transductor (r) y del factor de atenuación que presenta el medio por la absorción del sonido en función de la distancia (α).
5) Los peces no evitan el haz acústico por lo que la densidad estimada es representativa de la totalidad del área muestreada.

En la campaña experimental, la aplicación simultánea de relevamientos acústicos y de pesca experimental con red de cerco mostró que los dos primeros supuestos eran aplicables, pudiéndose obtener información sobre abundancia relativa y distribución espacial de la ictiomasa pelágica con una ecosonda FURUNO 6300. Este equipo posee un circuito de ganancia crono variable preciso y un transductor de 50 MHz con un haz acústico de 22º. Las características técnicas del mismo y la calibración conjunta del éste con una ecosonda científica SIMRAD EYM permitió ajustar su ganancia de modo cumpliera con los dos últimos requerimientos para la aplicación del método. Las transectas fueron en zig-zag uniendo puntos

prominentes de la costa previamente seleccionados. Este diseño permitió recorrer el embalse en transecciones que lo cruzan de veril a veril, llegando hasta la isobata de 1.5 m. Las Figs. 3.2 a 3.10 muestran el encaminamiento efectuado en cada campaña, el número de transecciones realizadas fue diferente en cada oportunidad debido a diferentes problemas operativos causados por las condiciones meteorológicas o dificultades con la embarcación (Tabla 3.3).

A fin de calcular la densidad en el área que recorre el cono del haz de ultrasonido, se dividió la columna de agua en "capas" sucesivas de 2 m de profundidad desde la superficie al fondo. El área barrida fue entonces la sumatoria de las n capas consideradas, multiplicada por la diferencia de las profundidades y el largo de las transectas. De acuerdo con lo expresado, el número de ecomarcas observadas en un intervalo de profundidad comprendido entre Z_i y Z_{i+2} estuvo dado por la siguiente ecuación:

$$Sector = 2\ tg\ \alpha/2\ [(Z_{2Cn} - Z_{1Cn})^2 + (Z_{2Cn} - Z_{1Cn})\ Z_{1Cn}]$$

$$AreaBarrida = \sum_{i=1}^{n} Sector_i . l_{T_i}$$

donde:

Sector: es el corte transversal del cono de insonificación

Z_{1Cn} = profundidad inicial capa n

Z_{2Cn} = profundidad final capa n

α = ángulo del haz (22º)

l_{Ti} = largo de la transecta i.

Por lo tanto la densidad (individuos /ha) se expresó de la siguiente forma:

$$Densidad(num_i) = N \int_{Z1C_n}^{Z_{2C_n}} n^o marcas_i . A_i^{-1}$$

donde:

A_i= area de la transecta i.

Esta metodología fue complementada con los datos obtenidos por pesca exploratoria mediante una red de cerco y con baterías multimallas de redes agalleras para calcular el peso medio de los peces detectados en cada campaña. El peso individual calculado se multiplicó por el número de marcas por hectárea para obtener la densidad media expresada en kg/ha.

Tabla 3.3. Número de encaminamientos hidroacústicos (transectas) realizados en el EdRB con ecosonda de haz simple en cada campaña.

CAMPAÑA	FECHA	Nro. TRANSECTAS
91PRI1	03/09-12/09/1991	35
91PRI2	16/10-30/10/1991	26
92VER	28/01-14/02/1992	42
92OTO	05/06-16/06/1992	39
92INV	07/08-21/08/1992	42
92PRI	20/10-31/10/1992	43
93VER	06/02-19/02/1993	30
93OTO	08/05-23/05/1993	26
93INV	12/07-25/07/1993	36

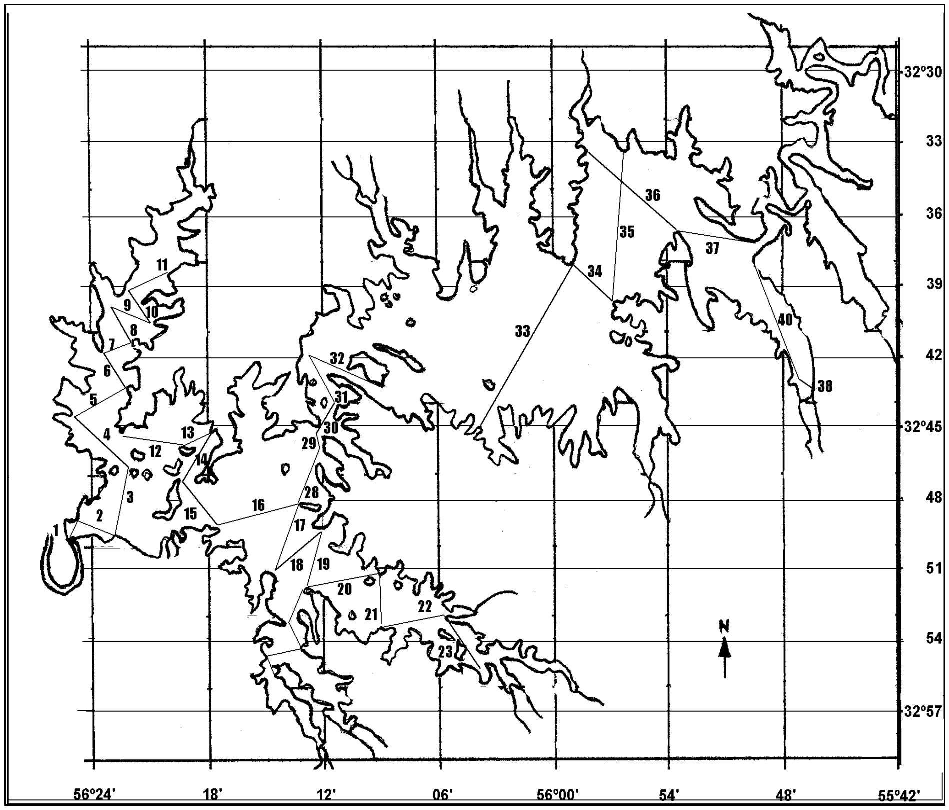


Figura 3.2. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 91PRI1.

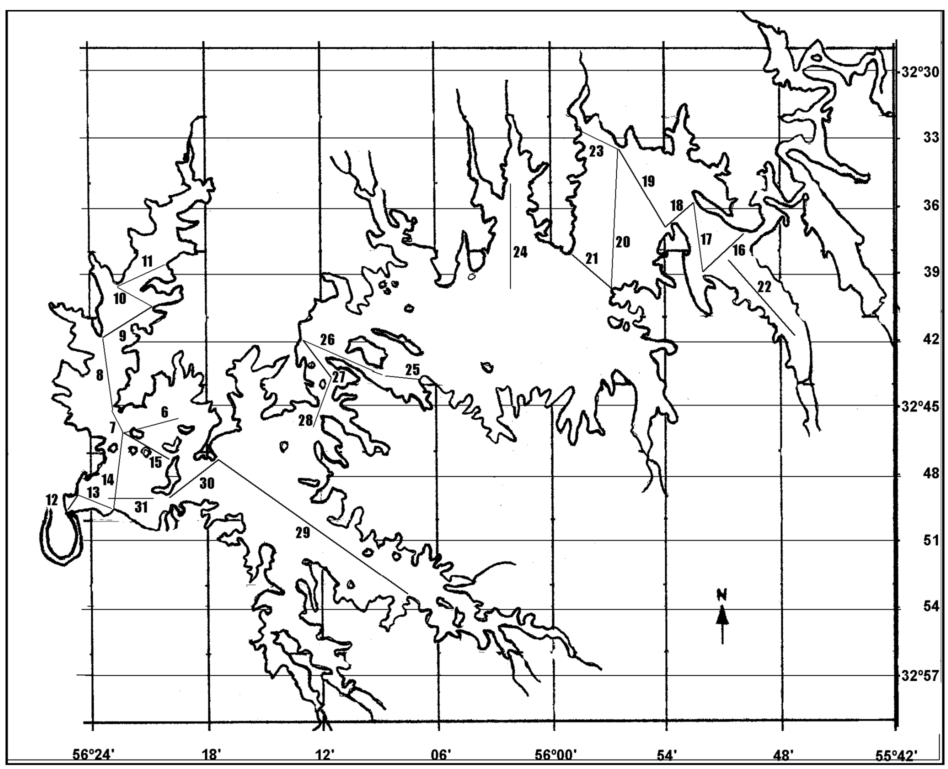


Figura 3.3. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 91PRI2.

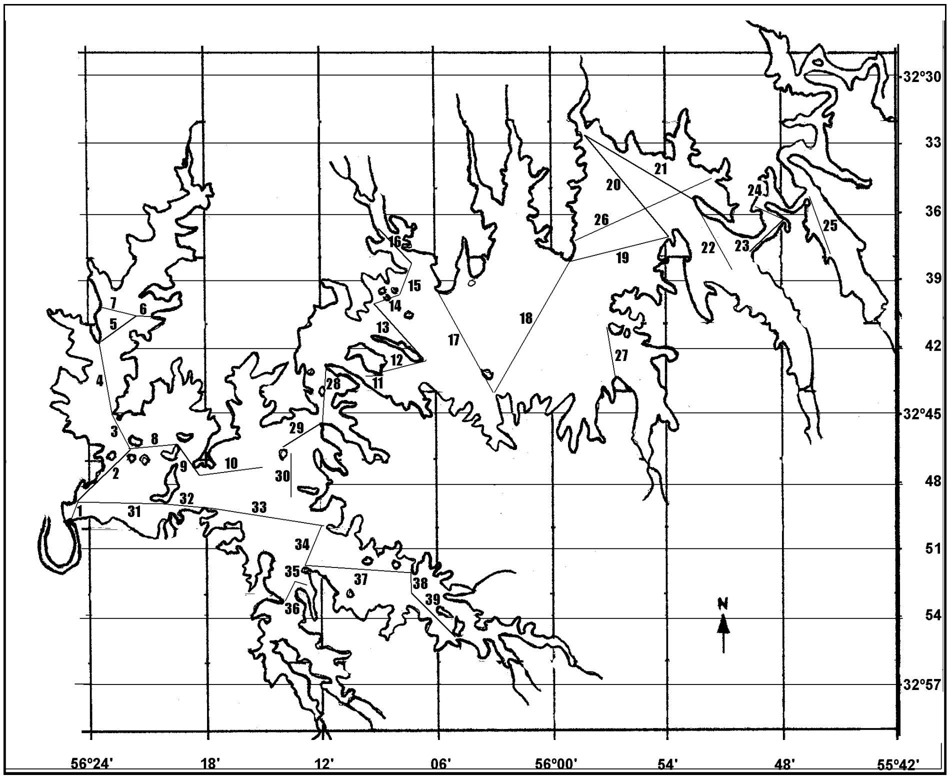


Figura 3.4. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 92OTO.

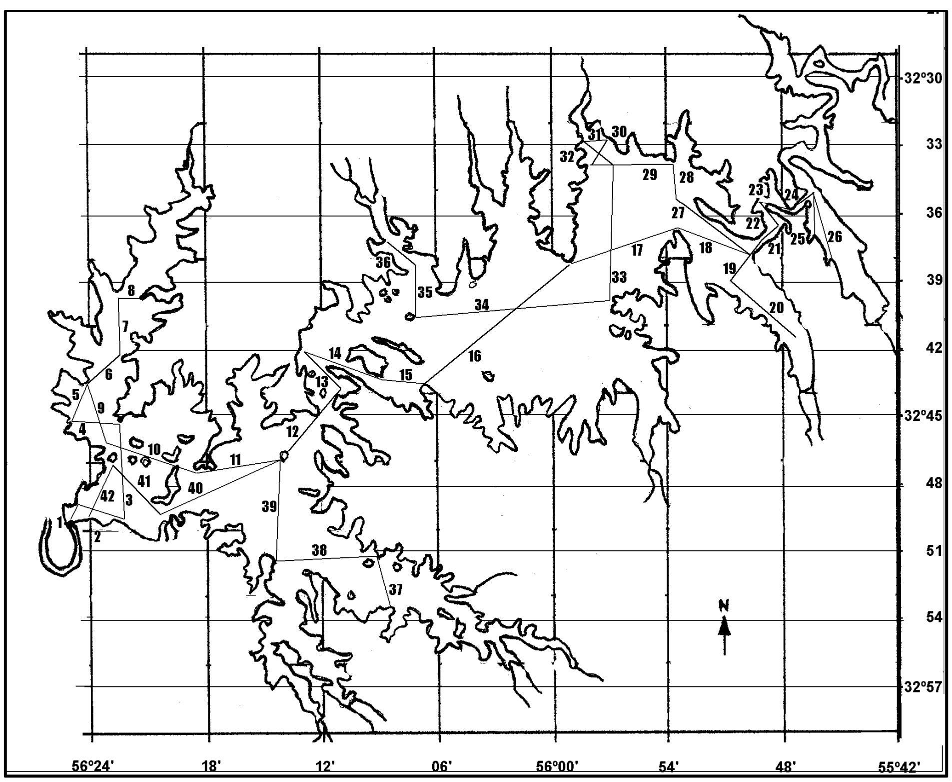


Figura 3.5. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 92VER.

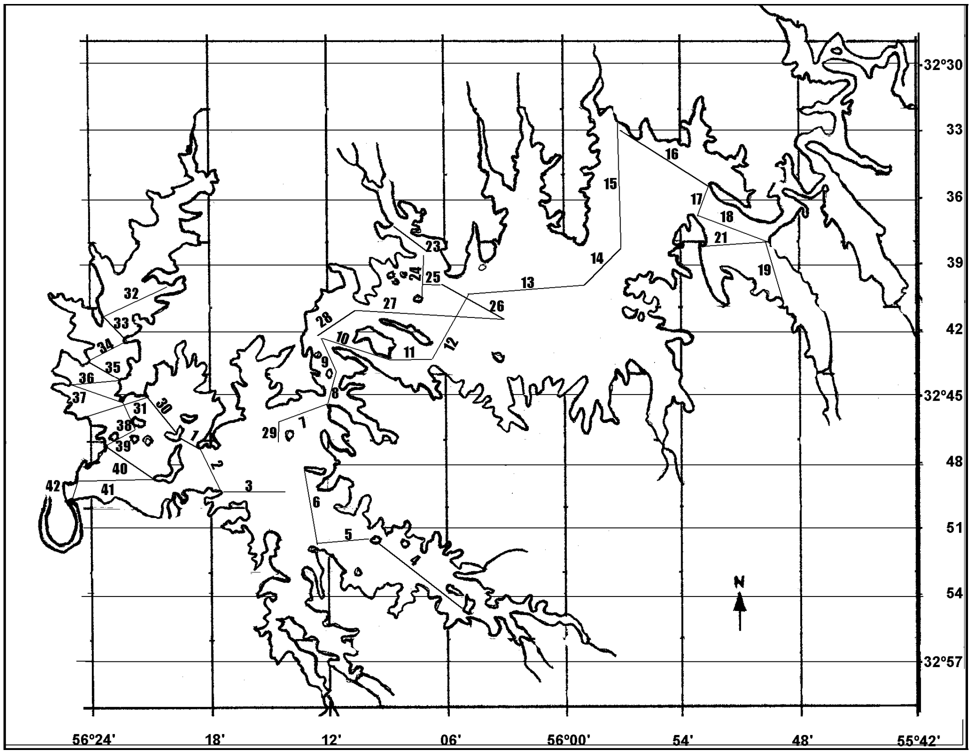


Figura 3.6. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 92INV.

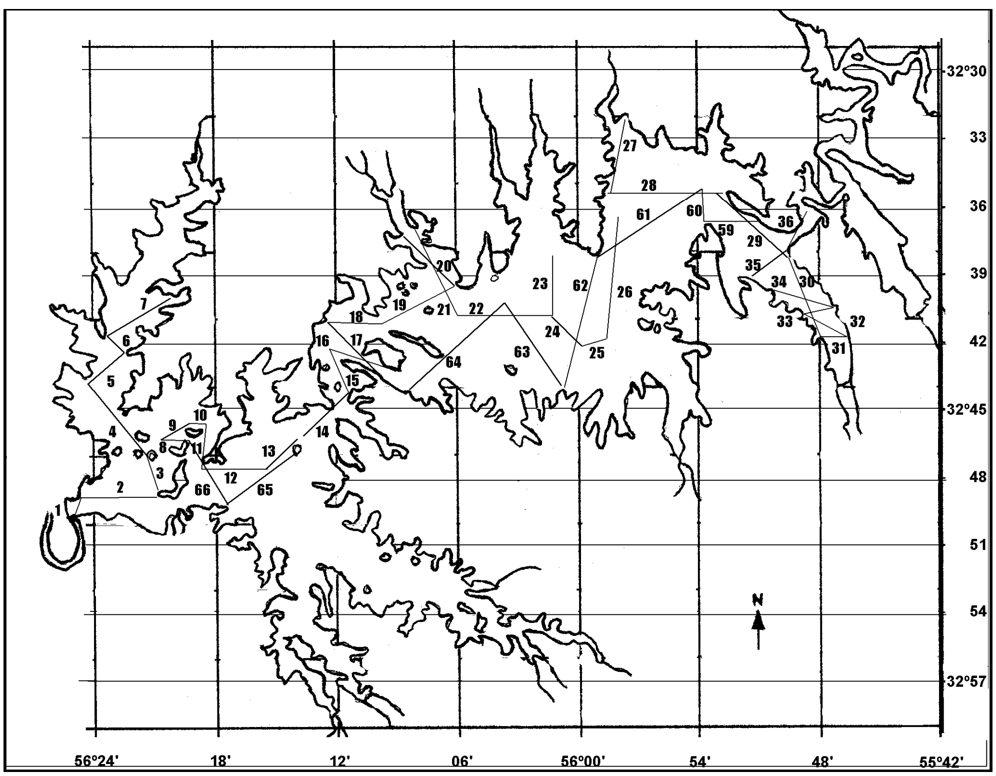


Figura 3.7. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 92PRI.

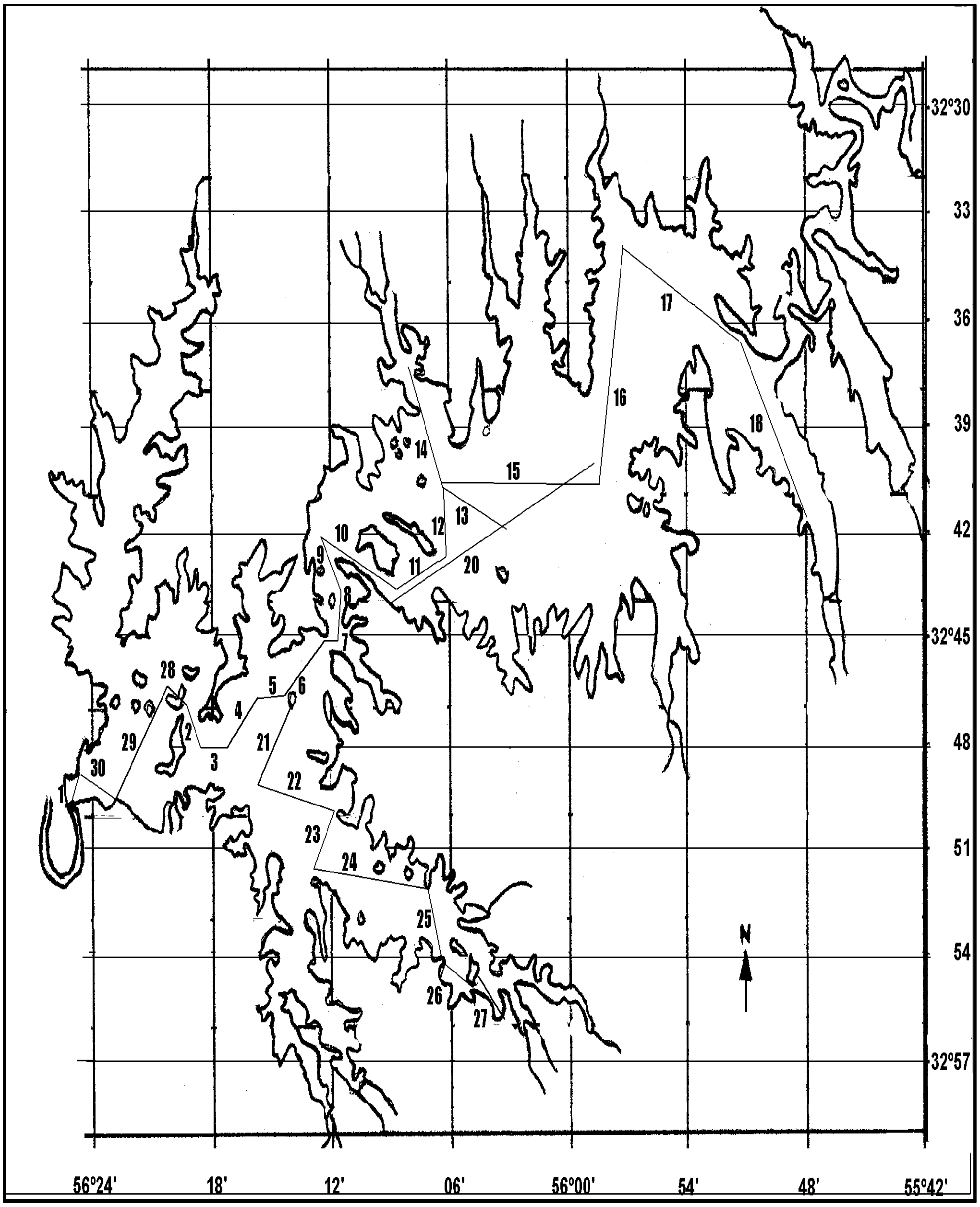


Figura 3.8. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 93VER.

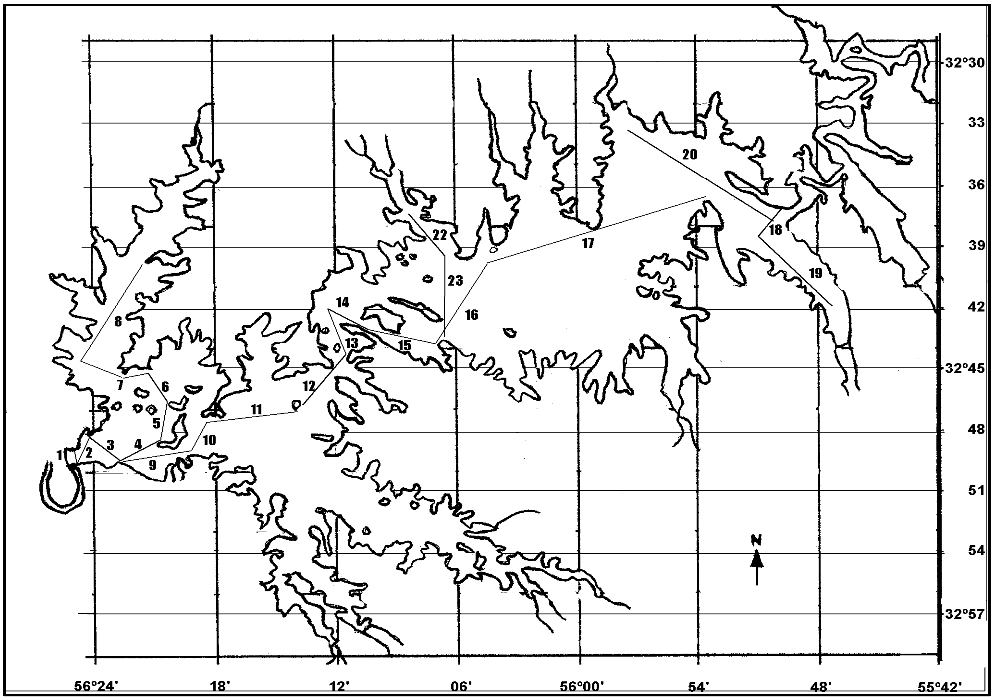


Figura 3.9. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 93OTO.

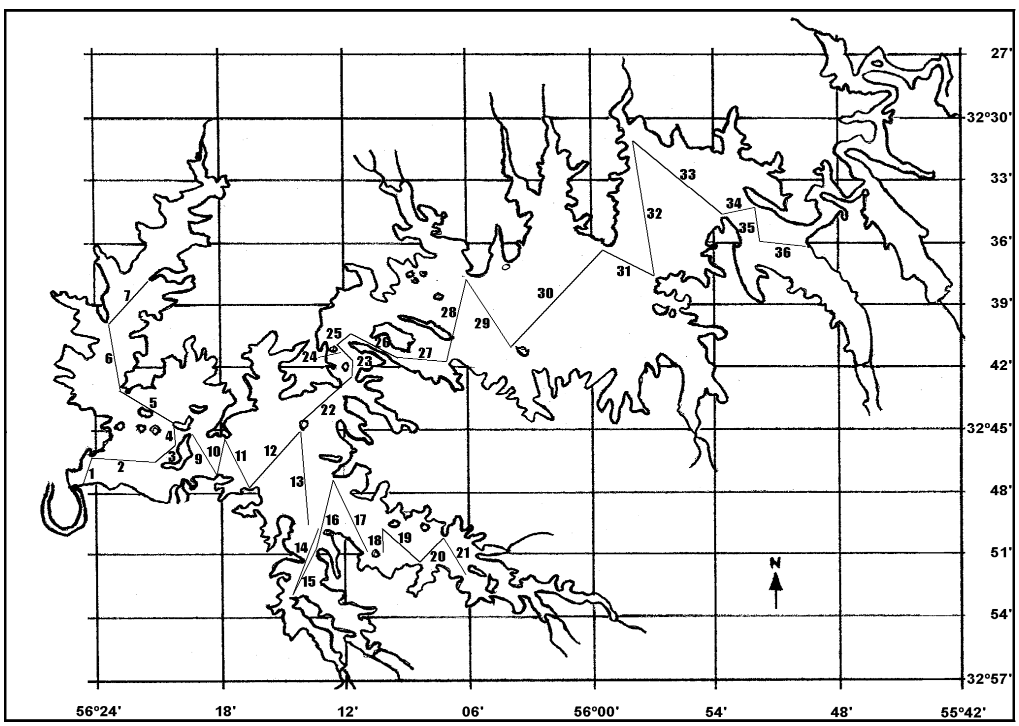


Figura 3.10. Diseño del encaminamiento hidroacústico en la campaña 93INV.

Prospección hidroacústica con ecosonda de doble haz

En una segunda etapa (1993) fue posible disponer de una ecosonda científica de doble haz con software de ecointegración que permitió realizar determinaciones más precisas de biomasa, independientemente de que se cumplieran o no los dos primeros supuestos para la aplicación de la metodología anterior (distribución homogénea de peces y uniformidad de tallas). En invierno y primavera de 1993, así como en verano y otoño de 1994, se realizó un encaminamiento hidroacústico con una ecosonda Biosonics M105 de doble haz que operó en una frecuencia de 120 Khz (Tabla 3.4). En estas campañas se tomaron registros hidroacústicos de la totalidad del EdRB mediante encaminamientos con un diseño de muestreo que se presenta en las Figs. 3.11 a 3.14. Los puntos de referencia utilizados en el recorrido fueron ubicados mediante un sistema geoposicional (GPS) que registró la latitud y longitud inicial y final de cada transecta con un error inferior a 20 m. Esta ecosonda científica posee un circuito de ganancia cronovariable (TVG) de alta precisión y presenta un doble haz que opera simultáneamente en 20 log (R) y 40 log (R). El circuito fue ajustado para un rango de profundidad comprendido entre 0.5 m y 50 m. Esta ecosonda evalúa la biomasa absoluta en kg/m^3 o en kg/ha y permite una mejor discriminación de los peces que se encuentran próximos al fondo (Burczynski, 1982).

Tabla 3.4. Número de encaminamientos hidroacústicos (transectas) realizados en el EdRB con ecosonda de doble haz en cada campaña.

CAMPAÑA	FECHA	Nro. TRANSECTAS
93INV	12/07-25/07/1993	36
93PRI	9 al 18/11/1993	35
94VER	5 al 20/2/1994	26
94INV	28/6/1994 al 12/7/1994	42

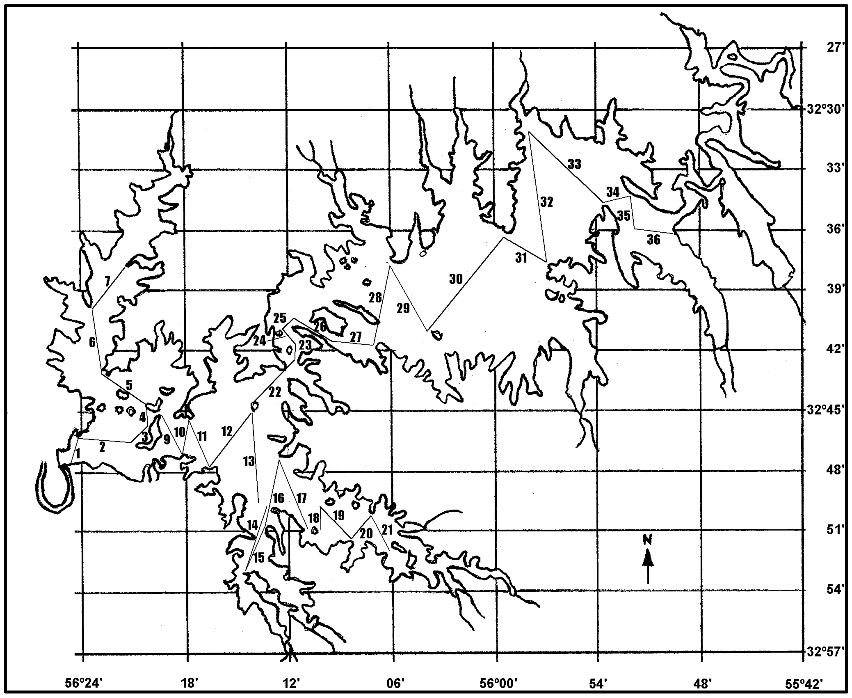


Figura 3.11. Diseño del encaminamiento hidroacústico realizado en la campaña 93INV.

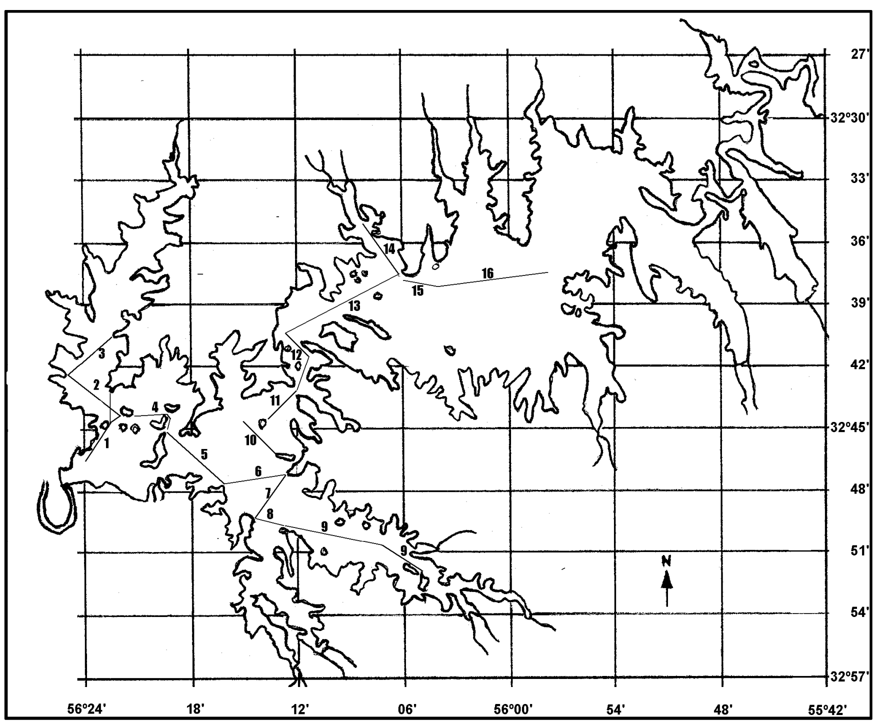


Figura 3.12. Diseño del encaminamiento hidroacústico realizado en la campaña 93PRI.

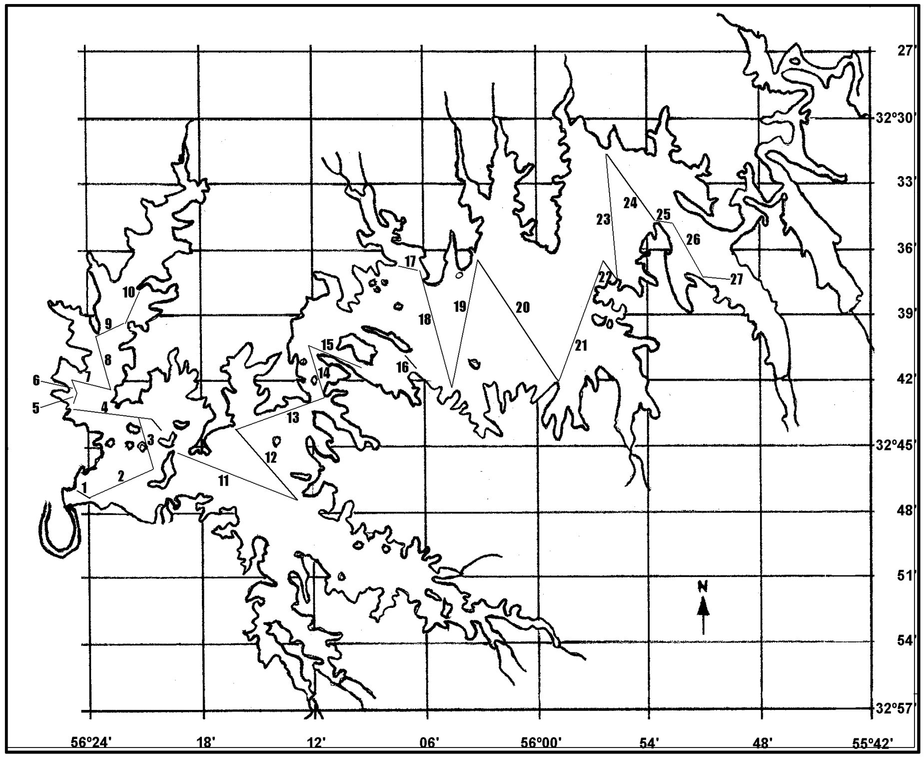


Figura 3.13. Diseño del encaminamiento hidroacústico realizado en la campaña 94VER.

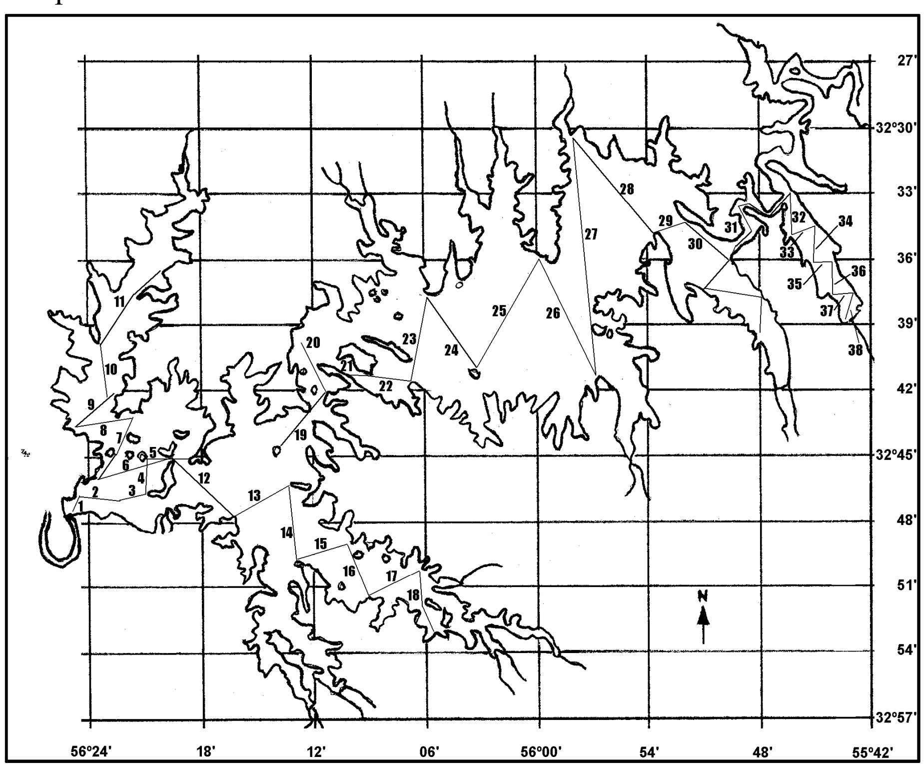


Figura 3.14. Diseño del encaminamiento hidroacústico realizado en la campaña 94INV.

Los datos fueron grabados en forma digital a través de una interfase BIOSONICS M171. Las señales recibidas fueron procesadas por un ecointegrador M221. Con esta metodología se realizaron cálculos de biomasa y cuando los peces se presentaron como blancos individuales (no acardumados) ante el haz sónico también fue posible tener una idea de la longitud de los mismos utilizando la técnica de doble haz (Traynor y Ehrenberg, 1979; Ehrenberg, 1984).

Determinación de biomasa

La biomasa se determinó mediante ecointegración de los voltajes recibidos por la sonda que dependen del vigor de blanco del pez y por lo tanto de su tamaño según el siguiente algoritmo (Burczynsky y Dawson, 1984):

$$RD_i = (\Sigma V^2)_i \cdot MULT_i/(PP \cdot N_i) - MS_i$$

donde:

RD_i = densidad relativa de marcas para el estrato i expresado en volts^2

$(\Sigma V^2)_i$= sumatoria del cuadrado de los voltajes del estrato i

$MULT_i$ = factor de corrección del TVG

PP = pulsos procesados durante el tiempo transcurrido entre dos reportes

N_i = número de muestras del estrato i

MS_i = número de muestras perdidas en el estrato i durante el tiempo transcurrido entre dos reportes.

La densidad absoluta de los blancos se calculó utilizando el factor de integración A_i que convierte las densidades relativas presentadas en la fórmula anterior (expresadas en voltios^2) en peces/m^3. Este factor está dado por la siguiente ecuación:

$$A_i = (\pi \cdot \tau \cdot c \cdot \sigma_{bs} \cdot p_o \cdot 2 \cdot g_x{}^2 b^2(\Theta))^{-1}$$

π = 3.14

τ = duración del pulso en segundos

c = velocidad del sonido en el agua

σ_{bs} = media de la sección transversal del pez

p_o = número de muestras perdidas a un metro del transductor

g_x = ganancia medida a un metro del transductor

$b(\Theta)$ = factor adimensional del haz.

El valor de los parámetros mencionados fue tomado de la calibración original realizada por Biosonics y ajustado mediante una calibración *in situ* en el momento de la campaña. Para ajustar la ganancia se utilizó una esfera de tungsteno que al recibir el haz ultrasónico daba una respuesta conocida en voltios. La misma se ubicó bajo el transductor a una profundidad de 10 m y mediante leves movimientos laterales se registró la respuesta de blanco obtenida en los distintos ángulos presentados; la ganancia fue regulada hasta coincidir con los valores esperados.

La estimación cuantitativa de la biomasa íctica mediante la técnica de ecointegración depende directamente de las propiedades de reflexión acústica presentada por los peces del embalse (Burczynski, 1982). El ecointegrador estima la densidad de peces en profundidades discretas mediante suma y promedio de los voltajes recibidos de la ecosonda elevados al cuadrado (Burczynski y Dawson, 1984):

$$D_k = AV^2_k$$

donde:

d_k= densidad de peces en el estrato k

A= factor del ecointegrador

V_k= voltaje de salida del ecointegrador por estrato de profundidad (k).

El factor de escala del ecointegrador (A) depende del equipo utilizado (C_e) y se relaciona con el promedio de las secciones transversales de los peces evaluados (σ_{bs}) según la siguiente ecuación (Burczynski y Dawson, 1984):

$$A=1/C_e \cdot \sigma_{bs}$$

Debido a que el voltaje de salida del ecointegrador depende de la posición del pez dentro del haz acústico y de su sección transversal media (que es proporcional al tamaño del mismo) en un equipo común de haz simple, no es posible determinar la longitud del pez interceptado por el haz sónico, puesto que se desconoce su posición dentro del cono de insonificación.

El empleo de esta metodología permitió la estimación de la abundancia absoluta y determinación más precisa de los patrones de distribución de la ictiofauna. Ante la imposibilidad de determinar la composición específica de la ictiomasa registrada por ecointegración, se realizó en forma simultánea pesca identificatoria mediante las redes agalleras multimallas.

Determinación del tamaño individual de los peces

La técnica de doble haz consiste en transmitir pulsos en un transductor de haz angosto y recibir ecos en un haz angosto y otro ancho. La ecosonda empleada emite en una frecuencia de 120 Khz y según las propiedades de su transductor crea un cono de insonificación (haz acústico) de 7°. Los ecos son recibidos en un haz angosto (7°) y simultáneamente en otro de banda mas ancha (18°). En una ecosonda de haz simple es imposible determinar el tamaño del pez interceptado por la ecosonda puesto que la reflexión del sonido depende de la sección

transversal de éste y de su posición dentro del cono de insonificación. Un blanco posicionado en el eje del cono presentará un mayor reflexión acústica que si estuviera localizado en la periferia del mismo. Esto explica por que un pez de menor tamaño localizado en el eje acústico provoque la misma reflexión que uno mayor ubicado en la periferia del haz y puede ser representado mediante la siguiente ecuación (Burczynski y Dawson, 1984):

$$V^2_n = k_n \cdot \sigma_{bs} \cdot b^2(\Theta,\phi)$$

donde:

V_n=voltaje recibido en el haz angosto

k_n=constante de calibración del haz angosto

$b^2(\Theta,\phi)$= relación entre la intensidad transmitida del haz acústico en las coordenadas angulares (Θ,ϕ) y la intensidad transmitida en el centro del eje acústico del transductor.

σ_{bs} = sección transversal del pez.

La misma ecuación se planteó para el haz de mayor apertura por lo que se presentaría un sistema de dos ecuaciones con dos variables: ubicación del pez en el haz y su sección transversal del mismo que permite determinar la talla del blanco (Ehrenberg, 1984).

Los parámetros obtenidos en la calibración de la ecosonda y empleados para el encaminamiento acústico (ganancia, ancho de pulso de emisión, número de pulsos/segundo, frecuencia de emisión y tipo de transductor) se presentan en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Parámetros de calibración utilizados en el encaminamiento hidroacústico con la ecosonda Biosonics M105 en el EdRB.

Parámetro	
Constante acústica (A):	0.22944
Ancho del pulso de emisión:	0.4 ms
Velocidad de emisión:	2 pulsos/s
Voltaje disparador de la señal de fondo:	3 volts
Ganancia del receptor 20log(R):	-158.4 db
Ganancia del receptor 40log(R):	-166.3 db
Factor patrón del haz:	0.001798
Angulo de emisión del haz angosto:	7º
Angulo de emisión del haz ancho:	18º
Indice de direccionalidad angosto:	29.63
Indice de direccionalidad ancho:	26.56

Tabla 3.6. Ubicación geográfica de las transectas realizadas en el encaminamiento hidroacústico con la ecosonda BIOSONICS M105 campaña 93INV (julio 1993).

Transecta	Hora	Lat. inicial	Lon. Inicial	Lat. final	Lon. final
1	15.39	32.49.56	56.25.06	32.49.00	56.24.57
2	15.45	32.49.00	56.24.57	32.48.35	56.21.24
3	16.15	32.48.35	56.21.24	32.47.55	56.20.26
4	16.26	32.47.55	56.20.26	32.46.39	56.21.84
5	1645	32.46.39	56.21.84	32.43.47	56.22.85
6	17.19	32.43.47	56.22.85	32.41.88	56.23.39
7	17.36	32.41.88	56.23.39	32.40.20	56.20.47
8	18.07	32.40.20	56.20.47	32.47.09	56.19.42
9	11.34	32.47.09	56.19.42	32.48.98	56.18.34
10	11.57	32.48.98	56.18.34	32.47.50	56.17.67
11	12.16	32.47.50	56.17.67	32.49.73	56.16.27
12	12.42	32.49.73	56.16.27	32.47.02	56.13.85
13	13.20	32.47.02	56.13.85	32.51.10	56.13.44
14	14.36	32.15.34	56.13.04	32.54.62	56.13.69
15	15.12	32.54.62	56.13.69	32.52.43	56.13.22
16	15.40	32.52.43	56.13.22	32.49.64	56.12.06
17	16.14	32.49.64	56.12.06	32.52.65	56.10.46

(Lat. inicial=latitud de comienzo de la transecta; Lon. inicial =longitud de comienzo de la transecta, lat. final = latitud donde terminó la transecta y lon. final = longitud donde terminó la transecta).

Tabla 3.6 (continuación). Ubicación de las transectas realizadas en el encaminamiento hidroacústico con la ecosonda BIOSONICS M105 campaña 93INV (julio de 1993).

Transecta	Hora	Lat. inicial	Lon. Inicial	Lat. final	Lon. final
18	17.01	32.52.29	56.10.27	32.51.35	56.09.95
19	17.12	32.51.35	56.09.95	32.53.29	56.08.38
20	17.38	32.53.29	56.08.38	32.52.21	56.07.28
21	17.53	32.52.21	56.07.98	32.53.69	56.06.06
22	10.32	32.46.80	56.14.23	32.44.08	56.11.28
23	11.14	32.44.08	56.11.28	32.43.54	56.10.82
24	11.20	32.43.54	56.10.82	32.43.10	56.12.31
25	11.35	32.43.10	56.12.31	32.42.48	56.11.73
26	11.40	32.42.48	56.11.73	32.43.38	56.08.70
27	12.14	32.43.38	56.08.70	32.43.65	56.06.81
28	12.31	32.43.65	56.06.81	32.38.58	56.06.57
29	13.29	32.38.58	56.07.57	32.43.15	56.03.72
30	14.18	32.43.15	56.03.72	32.38.41	55.59.09
31	15.19	32.38.41	55.79.09	32.39.52	55.56.46
32	15.45	32.39.52	55.56.46	32.32.93	55.57.98
33	17.14	32.32.93	55.57.98	32.36.85	55.53.35
34	18.10	32.36.85	55.53.35	32.36.00	55.52.58
35	18.20	32.36.00	55.52.58	32.37.64	55.51.41
36	18.39	32.37.64	55.51.41	32.37.47	55.49.47

En la campaña 93INV la prospección hidroacústica fue realizada simultáneamente por la ecosonda de simple haz y la de doble haz. Esta última, a diferencia de la FURUNO FE 6300, evalúa la biomasa absoluta en kg/m^3 o en kg/ha y discrimina los peces acardumados y los que se encuentran próximos al fondo. En las campañas 93PRI, 94VER y 94INV se empleó únicamente la ecosonda de haz doble.

3.2.1.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

Entre julio 1991 y diciembre 1999 se realizaron muestreos biológicos en la planta frigorífica de la Cooperativa de pescadores de San Gregorio de Polanco destinados a evaluar aspectos biológico-pesqueros de la principal especie del embalse, la tararira (*Hoplias malabaricus malabaricus*). En cada oportunidad se tomaron submuestras de las capturas obtenidas por los pescadores que operan en el embalse, a fin de determinar el estado de las poblaciones de peces sujetas a explotación comercial a través de la cuantificación del esfuerzo pesquero y el estudio de edad y crecimiento. A efectos de realizar el análisis virtual de poblaciones (VPA) o análisis de cohortes (Gulland, 1965), los parámetros de crecimiento de la tararira fueron tomados del trabajo de Ares (1993) que caracterizó el crecimiento de la tararira (*Hoplias malabaricus*) mediante la ecuación de von Bertalanffy (1938), obteniendo los siguientes parámetros: $L_t = 981.44(1\text{-}e^{-0.2(t+0.5)})$

Tabla 3.7. Desembarcos semestrales de tararira (en peso y número) en el EdRB y número de ejemplares muestreados por semestre (kg). _1= primer semestre, _2= segundo semestre.

Semestre	N. muestra	peso muestra (kg)	captura comercial (ton)	captura comercial (miles)
1991_2	457	745	31.00	19.00
1992_1	473	783	34.40	21.00
1992_2	546	874	53.40	33.00
1993_1	2068	2934	56.60	40.00
1993_2	753	1050	61.40	44.00
1994_1	386	410	90.00	85.00
1994_2	161	340	104.95	49.70
1995_1	290	470	114.90	70.90
1995_2	251	420	67.57	40.38
1996_1	329	460	100.47	71.86
1996_2	152	245	79.50	49.32
1997_1	345	949	57.66	20.96
1997_2	152	291	52.35	27.34
1998_1	319	505	56.89	35.94
1998_2	255	536	50.48	24.02
1999_1	167	260	56.98	36.60
1999_2	385	370	60.97	63.44

Tabla 3.8a. Composición de las capturas comerciales en miles de individuos de tararira por clase de edad (años) en el EdRB. _1= primer semestre, _2= segundo semestre.

Semestre	edad 1	edad 2	edad 3	edad 4	edad 5
1991_2	0.04	3.20	11.44	4.24	0.08
1992_1	0.00	4.10	11.15	5.09	0.39
1992_2	0.00	1.80	28.50	2.68	0.31
1993_1	0.14	8.40	33.00	1.37	0.00
1993_2	0.00	13.90	26.67	2.80	0.64
1994_1	9.88	44.60	24.80	5.04	0.44
1994_2	0.00	15.43	34.26	0.00	0.00
1995_1	0.00	65.76	5.13	0.00	0.00
1995_2	0.00	4.02	36.36	0.00	0.00
1996_1	0.00	17.25	54.60	0.00	0.00
1996_2	0.00	17.20	32.12	0.00	0.00
1997_1	0.00	5.57	15.15	0.18	0.06
1997_2	0.00	6.30	21.05	0.00	0.00
1998_1	0.00	14.08	21.18	0.68	0.00
1998_2	0.00	2.45	21.29	0.28	0.00
1999_1	0.00	11.40	25.20	0.00	0.00
1999_2	11.70	44.32	7.09	0.33	0.00

Tabla 3.8b. Composición de las capturas comerciales en toneladas de tararira por clase de edad (años) en el EdRB. _1= primer semestre, _2= segundo semestre.

Semestre	edad 1	edad 2	edad 3	edad 4	edad 5
1991_2	0.01	2.52	17.78	10.38	0.28
1992_1	0.00	3.23	17.33	12.46	1.32
1992_2	0.00	1.42	44.29	6.56	1.03
1993_1	0.03	6.62	51.28	3.35	0.00
1993_2	0.00	10.95	41.45	6.85	2.18
1994_1	2.46	35.13	38.54	12.33	1.48
1994_2	0.00	12.16	53.24	0.00	0.00
1995_1	0.00	51.79	7.98	0.00	0.00
1995_2	0.00	3.17	56.50	0.00	0.00
1996_1	0.00	13.59	84.85	0.00	0.00
1996_2	0.00	13.54	49.92	0.00	0.00
1997_1	0.00	4.39	23.54	0.44	0.20
1997_2	0.00	4.96	32.71	0.00	0.00
1998_1	0.00	11.09	32.91	1.65	0.00
1998_2	0.00	1.93	33.08	0.69	0.00
1999_1	0.00	8.98	39.17	0.00	0.00
1999_2	2.91	34.91	11.01	0.81	0.00

El VPA se aplicó a conjuntos de datos de submuestras de la pesquería y utilizó como variables de entrada el número y peso de la captura total (Tabla 3.7), discriminada por edades (Tabla 3.8 a y b), así como estimados de la tasa instantánea de mortalidad natural (M) y de un valor terminal de la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F). Supone que todos los peces de una misma cohorte pertenecen al mismo grupo de edad por lo que alcanzan el reclutamiento a la pesquería simultáneamente. El modelo establece que dentro de cada intervalo de tiempo, el número de muertes por unidad de tiempo es proporcional al número de peces presentes al comienzo de dicho intervalo (Mesnil, 1988), esto es:

$$dN_t/dt = -Z_t.N_t = -(F_t + M_t).\ N_t$$

El coeficiente instantáneo de mortalidad total Z_t en la edad t puede descomponerse en los dos coeficientes instantáneos antes mencionados: M_t y F_t. Considerando esto e integrando la ecuación anterior se llega a la captura total en número (Ct) :

$$Ct = F_t.N_{t+dt}.(e^{(Ft+Mt).dt}-1)/(F_t + M_t)$$

y el número medio de individuos presentes en un intervalo de tiempo dt :

$$\bar{N}_t = N_t.\left(1 - e^{(F_t+M_t)dt}\right)\frac{1}{(F_t + M_t)dt}$$

La estimación de la captura realizada sobre una cohorte a lo largo de las edades t se obtuvo de los muestreos de desembarques comerciales y el valor de M se calculó basándose en el uso de métodos indirectos (e.g. Pauly, 1980). El VPA requiere ser inicializado con un valor de entrada, y puesto que el número de individuos de una cohorte es generalmente difícil de

determinar, el valor inicial es F de la clase de edad más longeva explotada por la pesquería y la resolución secuencial del sistema de ecuaciones se efectúa en forma retrospectiva hacia las clases de edad menores. El valor de F utilizado para la inicialización se determinó a partir del esfuerzo pesquero realizado en el último semestre considerado para las cohortes plenamente reclutadas (2 y 3 años). Esto se calculó como el logaritmo de la relación entre el número de individuos capturados para las clases de edad 2 y 3 (Z) menos el valor de M:

$$F=Ln(C2/C3)-M$$

Para la determinación de los parámetros mencionados se utilizó el programa ANACO (Mesnil, 1988). En base a las observaciones realizadas del número de individuos capturados por clase de edad, se estimó la cantidad de peces que deberían haber existido originalmente para obtener esa captura, bajo el supuesto que se conoce el valor de M. Para el VPA se tomaron en cuenta dos estaciones por año, puesto que de la distribución anual de las capturas se desprende que existe una temporada alta de pesca en el primer semestre (estación 2) y otra baja en el segundo semestre (estación 1). Para el análisis, se determinó el comienzo del año en julio, que es la época de marcación del anillo de crecimiento (Ares, 1993). Las clases de edad superiores a los cinco años fueron agrupadas en una única cohorte debido al bajo número de ejemplares capturados (Jones, 1984). El programa utilizado permitió la definición de tales estaciones, ajustando el valor F terminal y el M a su valor semestral. Se consideró además la ojiva de madurez de la especie en cada una de ellas, proporción de individuos sexualmente maduros para cada clase de edad. También se requirió como ingreso el peso medio individual para cada clase de edad obtenido en los muestreos de desembarques pesqueros artesanales (Tabla 3.9). Tanto el peso medio individual como los valores de los desembarques comerciales

se refieren a pesos de individuos eviscerados. El estado de explotación de cada clase de edad se calculó como la relación porcentual entre las capturas realizadas por la pesquería en el último semestre y la biomasa calculada por el VPA para el mismo período.

Tabla 3.9. Peso medio individual (kg) de tararira por clase de edad (años) en el EdRB.

Clase de edad (años)	Peso eviscerado (kg)
1	0.25
2	0.79
3	1.55
4	2.44
5	3.38
6	4.29
7	5.14
8	5.92
9	6.60
10	7.20

A efectos de poder suministrar los datos requeridos para realizar el VPA, en los muestreos de desembarques comerciales se registró la longitud total (distancia comprendida entre el extremo anterior del pez hasta el borde externo de la aleta caudal) de los individuos. Asimismo se consideró el sexo y grado de madurez sexual para calcular la ojiva de madurez de la especie, requerida como variable de ingreso para la corrección del reclutamiento esperado en la clase de edad 1.

Los estudios realizados con anterioridad en el embalse (DIPRODE-INAPE, 1993) señalan la existencia de una única población de tarariras. Los datos recabados de la pesquería, a pesar de estar centralizados en un único punto de desembarque, corresponden a la totalidad del EdRB y son por lo tanto representativos del esfuerzo pesquero en el mismo. Debe tenerse en cuenta que las clases de tallas utilizadas para la determinación de esta ecuación, no están uniformemente representadas dado que las muestras provenían de desembarques comerciales,

donde la selectividad de los artes de pesca empleados hace que se capturen los individuos mayores de las clases de menor edad y los menores de las clases más longevas.

Estimación de la tasa de mortalidad

Para el cálculo de M se empleó el método de Taylor (1958 y 1959) que utiliza los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy y los relaciona en la siguiente ecuación:

$$M = 2.996/A, \text{ siendo } A = 2.996/K + t_0$$

donde:

K y t_0 son los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy (1938).

M también se calculó mediante la fórmula empírica de Pauly (1980), basada en un análisis de regresión lineal múltiple que utiliza información de M (año^{-1}), K (año^{-1}), $L\infty$ (cm) de 175 stocks, en conjunto con T (temperatura promedio anual del agua superficial) . La ecuación se define como:

$$Ln(M) = -0.0152 - 0.279\, Ln(L\ ) + 0.6543\, Ln(K) + 0.463\, Ln(T)$$

M fue estimada en 0.19/año en ambos casos.

Para el cálculo de F se utilizaron los valores de siete años de muestreo en la pesquería artesanal de San Gregorio del Polanco.

3.2.2. ESTADO DE SALUD DEL ECOSISTEMA

Los índices de diversidad combinan el número de especies y la distribución de la abundancia entre ellas. Sin embargo, a efectos de detectar impactos en la biodiversidad, estos estadígrafos sintéticos epifenoménicos pueden no resultar útiles si son considerados por sí solos. Por tal razón se utilizaron en este trabajo las curvas abundancia-biomasa (ABC: "Abundance/Biomass Comparison) (Warwick *et al*., 1986, 1987; Warwick, 1993), basándose en el uso conjunto de datos de abundancia numérica y biomasa, a efectos de determinar posibles disturbios provocados por la represa. En tal sentido, las especies fueron ordenadas en términos jerárquicos respecto a su abundancia o biomasa en el eje X (escala logarítmica), con el respectivo porcentaje acumulado de dominancia en el eje Y (Warwick, 1993). Gráficamente puede considerarse que la comunidad esta estresada cuando la curva de abundancia se encuentra sobre la de biomasa (Clarke y Warwick, 1994). Asimismo, se aplicó el índice de impacto propuesto por Clarke (1990) (W) que permite cuantificar el grado de estrés mediante la siguiente interpretación matemática de la curva ABC:

$$W = \sum_{i=1}^{S}(B_i - A_i)/(50(S-1))$$

donde:

B_i= biomasa de la especie i

A_i= abundancia de la especie i

S= número total de especies.

Valores negativos de W indican potencial estresamiento de la comunidad.

Bajo condiciones estables predominan especies con estrategia K (Margalef, 1972) que poseen entre sus atributos el tener mayor longitud y longevidad. Estas especies son

dominantes en términos de biomasa pero raramente en forma numérica (abundancia). Bajo condiciones de estrés las especies con estrategia r (caracterizadas por poseer menor tamaño y menor longevidad: Margalef, 1972) se ven favorecidas, por lo que las curvas de k-dominancia en poblaciones no estresadas muestran una distribución superior de la curva de biomasa sobre la de abundancia mientras que en caso contrario esta distribución es inversa. Un análisis detallado y preciso del alcance de estas curvas e índices y sus aplicaciones en ecología de comunidades es encontrado en de la Cruz (1994).

El análisis de curvas de k-dominancia fue inicialmente aplicado para estimar el impacto de la polución en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de ecosistemas marinos. Sin embargo, existen antecedentes sobre el empleo de curvas ABC aplicadas para el estudio de peces en ríos belgas con diferentes grados de contaminación (Coeck *et al.*, 1993). Más recientemente el método fue aplicado en el embalse de Segredo en la cuenca del río Iguazú, tributario importante del río Paraná, perteneciente a la Cuenca del Plata al igual que el EdRB (Agostinho y Gomes, 1997). Los represamientos han sido considerados como la principal fuente de estrés sobre las poblaciones de peces de aguas interiores teniendo más efectos negativos que otras actividades antropogénicas (Petts, 1984).

El modelo aplicado por Warwick (1987) se fundamenta en el hecho de que un incremento en los niveles de estrés ambiental generalmente se traduce en descensos de los índices de diversidad y de la riqueza específica así como en un aumento en la dominancia. Los cambios en la diversidad pueden registrarse por esta metodología tanto a nivel espacial mediante el seguimiento de estaciones de muestreo a lo largo de un gradiente de impacto o temporal en la comparación con datos históricos o con valores anuales de los índices (Clark y Warwick, 1994). A efectos de validar este encare metodológico, se analizó

simultáneamente el componente de equitatividad de la diversidad como indicador de estrés en las comunidades de peces (Clarke y Warwick, 1994). Esto se realizó mediante la comparación de los valores de los índices de diversidad calculados en el EdRB, en las diferentes campañas y estaciones, con los valores teóricos esperados por el modelo predictivo de Caswell (1976). Este modelo construye una comunidad ecológicamente ´neutra¨ con el mismo número de especies y de individuos que en comunidades observadas, asumiendo tasas de nacimiento y mortalidad aleatorias, al igual que procesos de migración (Caswell, 1976). El desvío estadístico (V) entre los valores de diversidad de esta comunidad teórica en equilibrio (E(H')) y de la diversidad observada en la comunidad en estudio (H'), es indicador del estado de estrés (Clark y Warwick, 1994). Cuando V=0 la comunidad se encuentra en equilibrio, mientras que fluctuaciones entre +2 y –2 indican desvíos del punto neutro y por lo tanto condiciones de estrés. Los algoritmos mencionados fueron aplicados empleando el software PRIMER (Clake y Warwick, 1994).

3.3 RESULTADOS Y DISCUSION

3.3.1 ESTIMACIÓN DE BIOMASA MEDIANTE INDICES MORFOEDAFICOS

Los valores de los índices morfoedáficos variaron entre 11 kg/ha/año y 67 kg/ha/año. El mínimo se obtuvo con el IME de Oglesby (1977a), que relaciona la producción pesquera potencial con el total de sólidos en suspensión, mientras que los mayores fueron obtenidos con los modelos que utilizan la conductividad del agua como estimador del recurso (Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Valores de productividad potencial del EdRB obtenidos mediante Indices Morfoedáficos (IME).

INDICE CALCULADO (kg/ha/año)	VALOR
Rawson (1982) $P=30.255.d^{-0.7029}$ P= producción pesquera (libras/acre), d=profundidad media (pies)	**20.33**
Coulter (1981) P=14.31.C/Z.0.468, r=0.686; P<0.01 C=conductividad(μs),Z =prof.media (m)	**67.00**
Toewes y Griffith (1979) $P=8.718(C/Z)^{0.3679}$ r=0.466, P<0.01, N=31	**20.31**
Toewes y Griffith (1979) $P=12.5078(C/Z)^{0.4861}$ Ajuste del modelo para un conjunto de lagos más intensamente explotados.	**34.40**
Oglesby (1977a) LP=-2.24+0.69L(TDS/Z) TDS= total de sólidos disueltos	**11.40**
Oglesby (1977b) LY=-2.91+1.56L(C/Z) Y= Captura máxima (ton)	**13.90**
Matuszek (1978) log(MSY)/log(A)=1.005-0.116.log(Z)+0.118log(TDS) r=0.83, P<0.01, n=22, MSY=captura máxima sostenible A=área	**16.37**
Oglesby (1977b) LP=-1.92+1.17L(clorofila), $r^2=0.84$	**31.00**

La forma de la cuenca es un factor importante que se presenta como limitante de la producción de plantas y animales en un lago. La profundidad tiene también efectos en la circulación o pérdida de nutrientes y en la distribución y abundancia de los organismos. La clasificación de los lagos en eutróficos y oligotróficos no se puede considerar como absoluta sino que presenta un gradiente. Thienemman (1927) fija una división arbitraria a los 18 m, donde el volumen del epilimnion es aproximadamente igual al del hipolimnion, que parece

coincidir con los índices biológicos. Rawson (1982), en base a 25 años de estudio en 100 lagos de Norteamérica, establece un IME que relaciona la producción de un lago con su profundidad media. La curva obtenida por Rawson muestra dos extremos, uno representado por lagos profundos oligotróficos y otro por reservorios de aguas someras, mesotróficos o eutróficos. La aplicación de este índice en EdRB daría una producción pesquera potencial de 20.3 kg/ha/año. Sin embargo este valor debe ser considerado con reservas dado que según los resultados presentados en el capítulo anterior no se habría encontrado una termoclina en la distribución vertical de la temperatura que explicara variaciones en la productividad según la profundidad. Para aplicar este índice debiera realizarse una selección de los lagos empleados para la correlación incluyéndose solamente a los monomícticos. Esto estaría fundamentado en los resultados obtenidos por Conde *el al*. (1999) que caracterizaron al EdRB como un sistema acuático cálido tropical sugiriendo una modificación del Límite Sur de distribución de los lagos de este tipo.

Coulter (1981), trabajando con datos de pesca en lagos y embalses africanos, encontró una relación entre el potencial pesquero de los mismos, la conductividad del agua y la profundidad media. La ecuación obtenida para estos lagos fue aplicada en EdRB, calculándose su potencial pesquero en 67 kg/ha/año. Este índice pudiera tener mayor significación para el EdRB que el anterior, dado que los datos empleados para la determinación del mismo provienen de zonas templadas del mismo hemisferio y además incluye el parámetro conductividad que, tal como se viera en el capítulo anterior, presentó variaciones estacionales y espaciales importantes.

Recientemente, el concepto de IME ha evolucionado al de modelos morfoedáficos (MM) (Rempel y Colby, 1991). El modelo emplea tres variables (área del cuerpo de agua, volumen y total de sólidos disueltos) para explicar dos propiedades limnológicas relacionadas

con la productividad, la termodinámica del lago y la fertilidad del mismo (Rempel y Colby, 1991). Las variables área y volumen del cuerpo de agua estarían asociadas a la termodinámica, dado que la retención del calor depende de las propiedades alométricas de la morfometría de la cuenca. Desde el punto de vista termodinámico, el modelo puede incrementar su precisión al acotarse los datos a aquellos provenientes de condiciones ambientales similares (e.g: latitud, longitud, profundidad media del epilimnion, temperatura media del agua, origen geológico, etc.). La segunda propiedad, la fertilidad, es parcialmente independiente de la morfometría de la cuenca y estaría más influenciada por la geomorfología, las precipitaciones, las tasas de intercambio de agua, etc.). En los MM el total de sólidos disueltos se utiliza como indicador de la fertilidad aunque existen otras variables que explicarían mejor esta propiedad como ser el fósforo disuelto (Downing *et al.*, 1990), la clorofila a, o la productividad primaria y secundaria (Oglesby 1977, 1982). El índice de Rempel y Colby (1991) estimó la PP potencial del EdRB en 502 ton/año, que representa aproximadamente 5 kg/ha/año, mientras que el de Plane y Downing (1989) indicaría unas 17500 ton/año (163kg/ha/año). En el caso del EdRB así como en otras ecoregiones, los factores edáficos desempeñan un rol más importante que en los lagos oligotróficos empleados en los análisis de regresión para los que se desarrollaron estos modelos. Esto explicaría la escasa PP predicha por el primero de estos, que no condice con las actuales tasas de explotación del recurso (DIPRODE-INAPE, 1993). La predicción del segundo índice estaría más ajustada a la realidad dado que se basó en valores de biomasa calculados para el EdRB; no obstante son válidas las mismas observaciones en cuanto a la procedencia de los datos empleados para la obtención de la ecuación. Downing *et al.* (1990), analizando la producción pesquera de 20 lagos de zonas templadas, encontraron valores de producción pesquera anual entre 5.2 kg/ha (en lagos oligotróficos canadienses) y 372 kg/ha en pequeños lagos eutróficos rusos. Estos resultados debieran manejarse aplicando un enfoque

precautorio al igual que los índices discutidos anteriormente (basados en conductividad, sólidos en suspensión, profundidad media, volumen, etc.), dado que no contemplan el aporte al sistema por la vía de los detritos ni la biomasa bentónica, por lo que sólo se toman como marco de referencia para la aplicación de los modelos empíricos que se tratan a continuación. Esta aproximación ha sido discutida por Rempel y Colby (1991) donde recomiendan los parámetros relacionados en el índice de Ryder (1965) para el manejo pesquero de dos lagos de Ontario e indica que el total de sólidos en suspensión es mucho más importante como predictor de producción pesquera anual en pequeños lagos de uso deportivo que en grandes lagos con pesquerías comerciales importantes, como el EdRB.

Ryder (1965) ha sugerido que el IME no debiera correlacionarse con la producción pesquera si los lagos no se encuentran en la zona templada Norte, o si se encuentran en una altitud superior a los 600 m o si no son mayores de 260 ha. Estas restricciones refuerzan el enfoque sugerido anteriormente para el EdRB y a efectos de poder aplicar los IME y los MM con mayor precisión como estimadores de producción pesquera de bajo costo, debieran desarrollarse nuevas correlaciones que contemplaran datos de embalses tropicales sudamericanos.

En el caso de los IME o MM que correlacionan productividad primaria con producción pesquera, las limitantes para su aplicación en el EdRB son más notorias dado que las especies más dominantes se alimentan en la cadena de los detritus que estaría más asociada a la materia orgánica en los sedimentos que a la productividad primaria (DIPRODE-INAPE, 1993).

3.3.2 PESCA EXPLORATORIA CON RED DE CERCO

La relación volumen muestreado por la red - volumen evaluado por acústica fue 1.93, por lo que para estandarizar los valores a una misma unidad de volumen, el número de marcas registradas en el ecograma se incrementó 93 %.

Tabla 3.11. Resultados de la determinación del coeficiente de capturabilidad (q) de la red de cerco (D.A= densidad en número determinada por la ecosonda, D.P= densidad en número de peces capturados por el cerco, q= coeficiente de capturabilidad).

Lance	No. Marcas	D.A	D.P	q
1	203	392	191	0.49
2	129	249	49	0.20
3	289	556	135	0.24
4	281	542	39	0.07
5	224	432	151	0.25
6	188	359	109	0.30
7	199	291	25	0.07
8	171	330	110	0.34
9	54	104	17	0.16
10	124	239	46	0.19
11	100	193	26	0.19
12	91	176	47	0.27
13	53	102	32	0.31
14	180	309	41	0.13
15	108	208	35	0.17
16	177	342	26	0.11
17	80	116	38	0.33
18	124	239	57	0.24
19	80	154	10	0.06
20	46	89	14	0.16
21	47	91	6	0.07
22	54	104	60	0.59

Tabla 3.12.Variación de la densidad media por lance calculada mediante pesca exploratoria (W= peso medio, D= densidad media).

Lance	CPUE (No.)	CPUE (kg)	W (g)	D (kg/ha)
7	17	0.37	22	36.0
10	46	1.22	27	118.8
12	36	0.46	13	45.5
38	47	0.83	18	81.3
45	3	0.13	43	12.6
49	32	0.45	14	43.6
53	187	3.32	18	322.4
65	41	0.20	5	19.4
69	35	0.37	11	36.8
70	36	0.48	14	47.2
79	38	0.72	19	70.7
109	57	0.39	7	37.8
122	60	0.72	12	69.8
134	80	1.1482	19	143.8
145	10	0.2	20	19.42
160	14	0.406	29	39.41
162	6	0.15	25	14.56

Los resultados de la determinación del coeficiente del q de la red de cerco en 22 lances conjuntos con técnicas hidroacústicas, se presentan en la Tabla 3.11. La eficiencia del arte utilizado fue del 23%. El valor medio fue 0.23 ± 0.14 (desvío estándar).

La densidad media calculada con el método aleatorio simple fue 68.23 kg/ha, pudiendo variar entre 28.67 kg/ha y 107.67 kg/ha (Tabla 3.12). La densidad calculada correspondió a especies pelágicas por lo que estaría asociada a las variaciones de abundancia del fitoplancton y zooplancton (DIPRODE-INAPE, 1993). Esta característica la convierte en un punto de referencia importante al considerar la productividad pesquera del EdRB.

3.3.3 EVALUACIÓN HIDROACÚSTICA

3.3.3.1. ECOSONDA DE HAZ SIMPLE

Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 3.13. La densidad media calculada con esta sonda fluctuó entre 3 kg/ha (campaña 93VER) y 23 kg/ha (campaña 91PRI2) (Fig. 3.15). Al considerar la distribución vertical del recurso se observaron las mayores densidades en los primeros 6 m de profundidad (Fig. 3.16).

Tabla 3.13. Número de encaminamientos hidroacústicos (transectas) realizados con ecosonda de haz simple en cada campaña y densidad media calculada para el EdRB para cada campaña en el EdRB.

CAMPAÑA	FECHA	Nro. TRANSECTAS	D (kg/ha)
91PRI1	03/09-12/09/1991	35	13.0
91PRI2	16/10-30/10/1991	26	23.0
92VER	28/01-14/02/1992	42	11.0
92OTO	05/06-16/06/1992	39	7.0
92INV	07/08-21/08/1992	42	4.0
92PRI	20/10-31/10/1992	74	7.4
93VER	06/02-19/02/1993	30	2.8
93OTO	08/05-23/05/1993	25	14.8
93INV	12/07-25/07/1993	36	14.2

La ecosonda FURUNO FE 6300 sólo registró las marcas provenientes de peces pelágicos. Asimismo, factores tales como interferencias provocadas por turbulencias entre la superficie y los 1.5 m y la imposibilidad de discriminar el número de las ecomarcas, cuando los peces se encontraban agregados o contra el fondo, hacen a este método poco confiable e impreciso para cuantificar los recursos pesqueros. Sin embargo, el análisis de la distribución espacial de las ecomarcas puede evidenciar áreas de agregación (Tabla 3.14 y Fig. 3.17). En la campaña 91PRI1 y 92VER, correspondiente a primavera y verano, se evidencia una concentración de ecomarcas en los brazos de los principales tributarios del embalse, fundamentalmente en el arroyo Cardozo (con densidades superiores a 600 marcas/km de

transecta) ubicado en la margen norte de la zona Oeste, y en los arroyos Carpintería Norte y Chileno, sobre las márgenes Norte y Sur de la zona Este. En ambas campañas la abundancia de marcas fue inferior en el cuerpo central del embalse (Fig. 3.17).

En las campañas 92OTO y 92INV, realizadas en otoño e invierno respectivamente, se encontró una mayor agregación de ecomarcas en el cuerpo central del embalse, principalmente en la zona Oeste, próximo a la represa, y en la zona central (isla Rospide) y desembocadura del arroyo El Tigre. En estas campañas los valores mínimos se encontraron en la margen Sur del embalse hacia las zonas centro Este y centro Oeste. En las campañas 92PRI y 93VER (primavera y verano) se presentó un escenario similar al descrito en primavera-verano del 1991-1992 (campañas 91PRI1 y 92VER), con concentraciones de ecomarcas en los brazos de los arroyos tributarios (fundamentalmente en el Cardozo y Chileno en la campaña 92PRI, y Carpintería Sur y Tigre en la 93VER). En otoño invierno de 1993 (campañas 93OTO y 93INV) nuevamente se encontraron las mayores concentraciones de ecomarcas en el cuerpo central del embalse, principalmente en la zona centro-Oeste (Fig. 3.17). Estos resultados indican desplazamientos de los peces entre el cuerpo central del embalse y los brazos asociados a la época del año o al régimen hidrológico.

En primavera y verano, con un régimen de precipitaciones menor, se encontraron agregaciones en los brazos de los tributarios. Estos desplazamientos pudieran ser a efectos de procurar áreas más tranquilas y con mayor disponibilidad de alimento para reproducción y cría.

En otoño-invierno, cuando se incrementan las precipitaciones, las ecomarcas estuvieron más agregadas en el cuerpo del embalse, fundamentalmente en la zona central y centro-Oeste-represa. En cuanto al estudio de la distribución vertical de las ecomarcas, las

limitaciones metodológicas descriptas anteriormente hacen que los resultados sean poco concluyentes puesto que solo consideran la distribución de peces pelágicos.

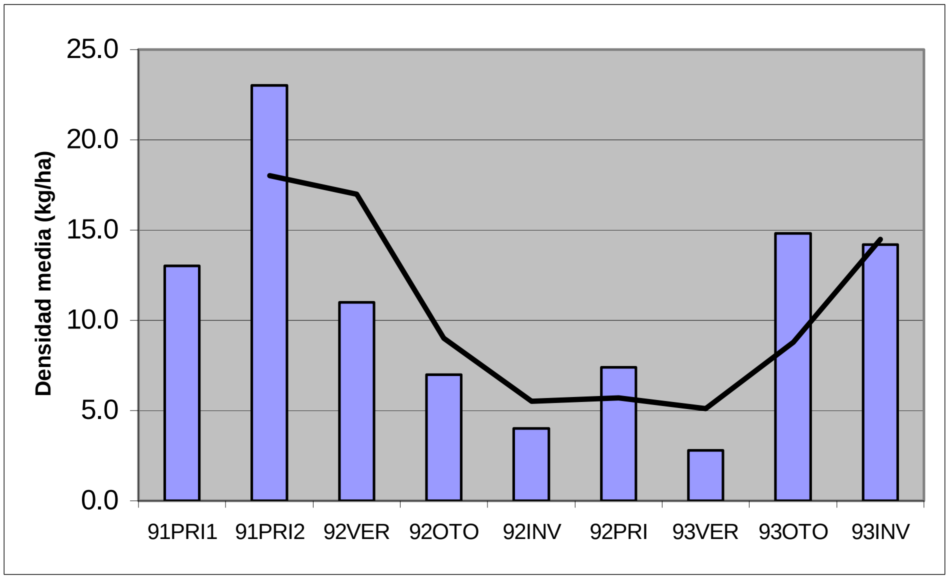


Figura 3.15. Densidad media por campaña (kg/ha)determinada con la ecosonda de haz simple (la línea negra representa la tendencia calculada mediante medias móviles de dos datos).

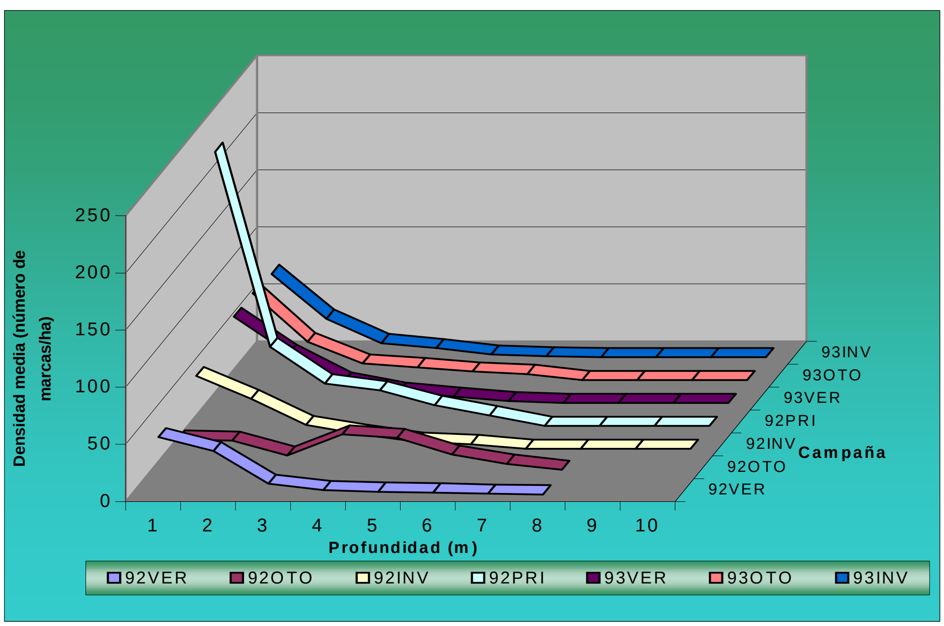
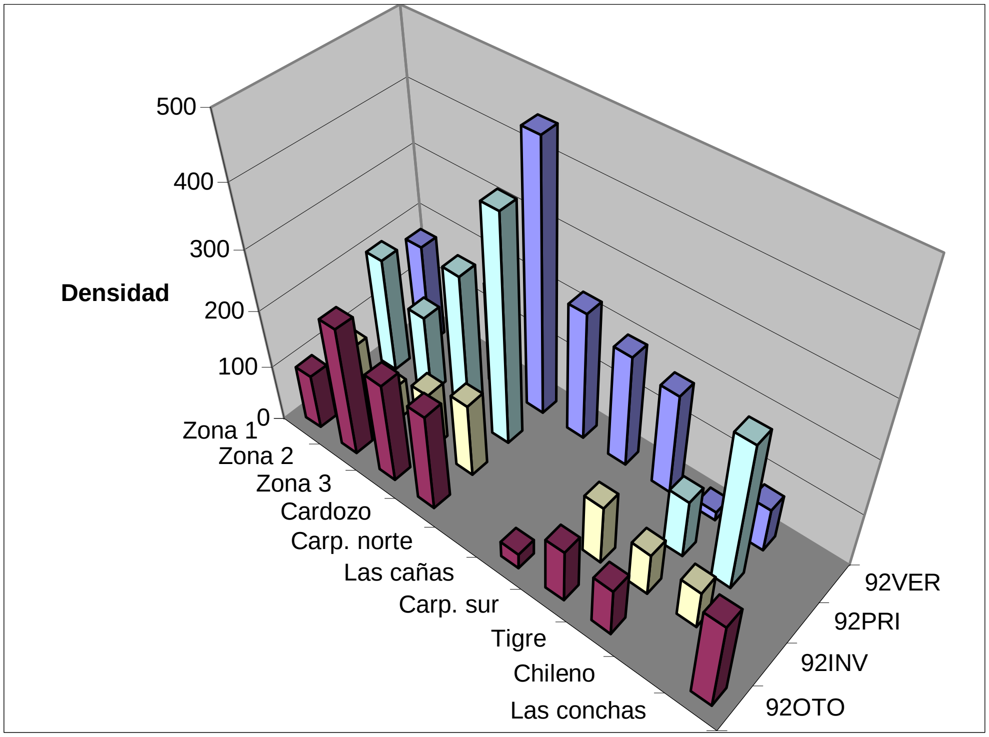


Figura 3.16. Densidad media por estrato de profundidad evaluada con la ecosonda de haz simple.

Tabla 3.14. Densidad (número de marcas/km) por transecta en cada campaña realizada con la ecosonda de haz simple (figs. 3.2 a 3.10).

Transecta	91PRI1	92VER	92OTO	92INV	92PRI	93VER	93OTO	93INV
1	292	163	314	162	137	235	70	25
2	296	172	473	259	354	251	336	51
3	629	227	112	31	400	108	0	75
4	686	303	247	122	244	149	395	44
5	178	197	124	108	428	184	238	80
6	238	394	189	92	479	173	563	126
7	265	282	61	67	276	85	0	110
8	146	775	249	99	228	219	156	153
9	205	795	169	86	465	163	390	21
10	303	212	76	65	311	152	99	17
11	318	319	122	33	89	81	121	28
12		132	202	39	275	169	41	35
13		183	179	110	69	31	154	50
14		86	384	63	251	164	285	100
15		122	236	73	117	154	164	130
16		266	87	72	91	182	166	51
17	314	138	321	225	132	177	206	68
18	233	123	154	11	196	53	38	33
19	458	97	105	65	122	270	35	77
20		62	88	75	107	185	114	94
21		156	181	53	166	112	778	148
22		77	102	51	149	87	111	95
23		230	36	46	67	89	226	27
24	125	410	28	71	78	74	120	56
25	104	100	57	147	166	168	314	30
26	119	90	55	73	106	357	96	34
27	206	252	377	56	160	70		62
28	502	515	48	60	213	153		42
29	586	99	148	134	226	81		29
30	283	408	52	131	160	28		41
31	410	110	37	51	221			75
32		170	150	85	235			46
33		64	44	91	227			74
34	100	145	86	175	309			65
35	170	19	188	151	436			27
36	417	13	132	174	105			14
37	144	200	109	119	178			
38	61	158	236	31	165			
39		187	3	111	269			
40	520	82		73	382			
41		190		66	211			
42		124		130	138			



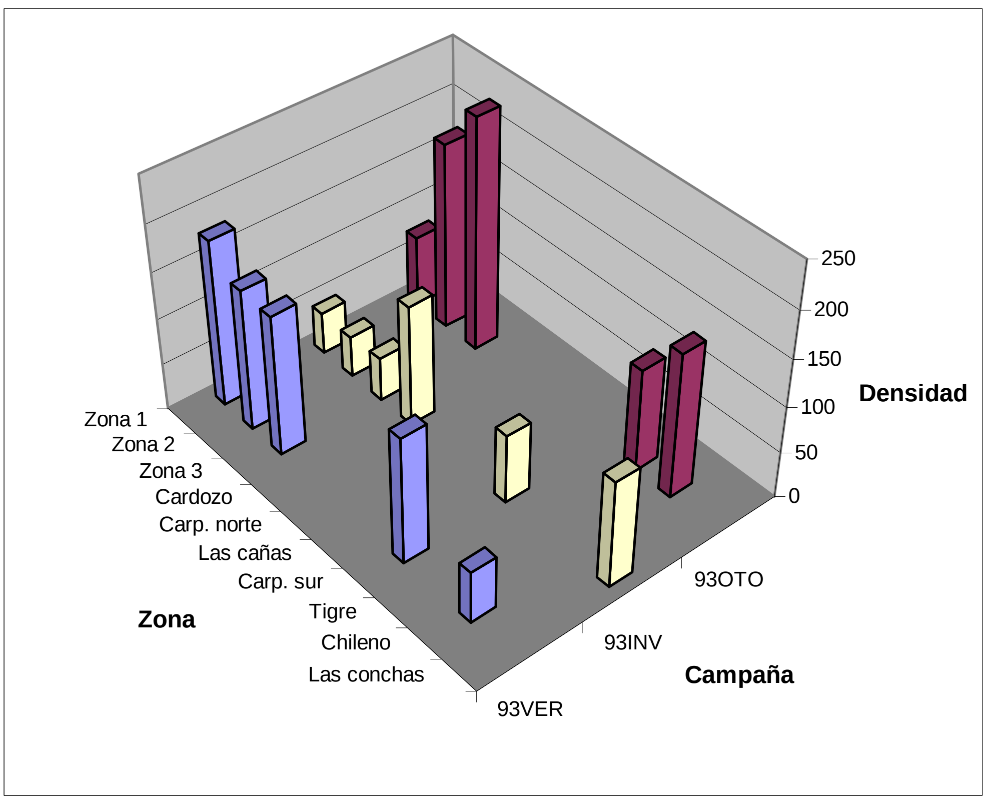


Figura 3.17. Distribución espacial de densidad media (marcas/km) de ecomarcas determinada con ecosonda de haz simple. Campañas realizadas en 1992 y 1993.

3.3.3.2. ECOSONDA DOBLE HAZ

La densidad media de peces encontrada en el EdRB fue 109.5 ± 52.3 kg/ha en la campaña 93INV, 249±160 kg/ha en la 93PRI, 372 ± 181 kg/ha en la 94VER y 297 ± 109 kg/ha en la 94INV. Extrapolando estos valores al área total del embalse se estimó una biomasa íctica total del embalse de 12000 ton, 26600 ton, 39800 ton y 31700 ton respectivamente. La biomasa media según estos resultados fue 27400 ton, pudiendo variar entre 15680 ton y 39200 ton. La Tabla 3.15 y la Fig. 3.18 muestran la densidad media por transecta encontrada en cada campaña.

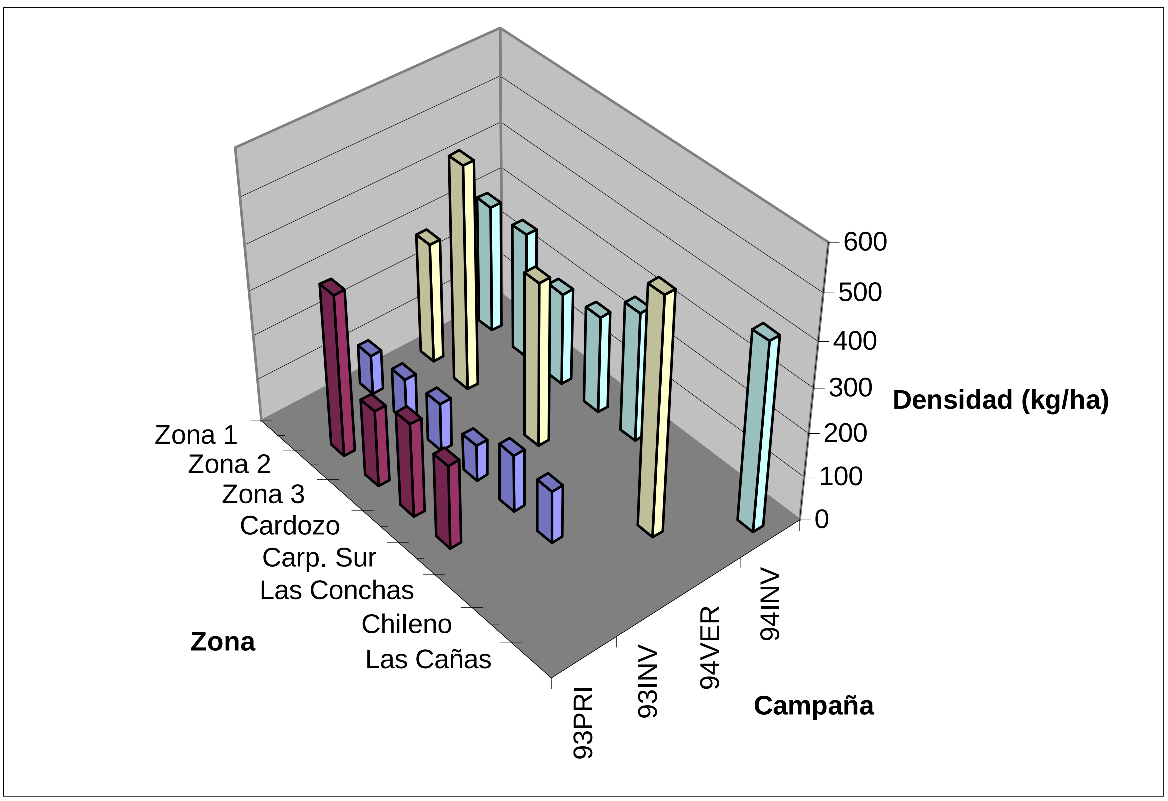


Figura 3.18. Densidad media de peces (kg/ha) por zona y campaña, determinada con la ecosonda de doble haz (Figs. 3.11 a 3.14).

En la campaña 93INV se confirmó el patrón de distribución espacial presentado en los resultados de los estudios con ecosonda de haz simple, donde la mayor densidad de peces se encontró en el cuerpo del embalse en la zona Oeste. Las mayores densidades fueron de 300 kg/ha y se encontraron en la transecta 12 que corresponde a la zona SW del embalse, frente a la desembocadura del arroyo Carpintería Sur (Fig. 3.18). Los valores más bajos de 50 kg/ha se encontraron en la boca del arroyo Cardozo y frente a San Gregorio del Polanco. La distribución vertical de la ictiomasa mostró una mayor abundancia entre los 10 m y 14 m de profundidad a excepción de la campaña 94INV que registró mayores concentraciones entre los 20m y 30m (Fig. 3.19).

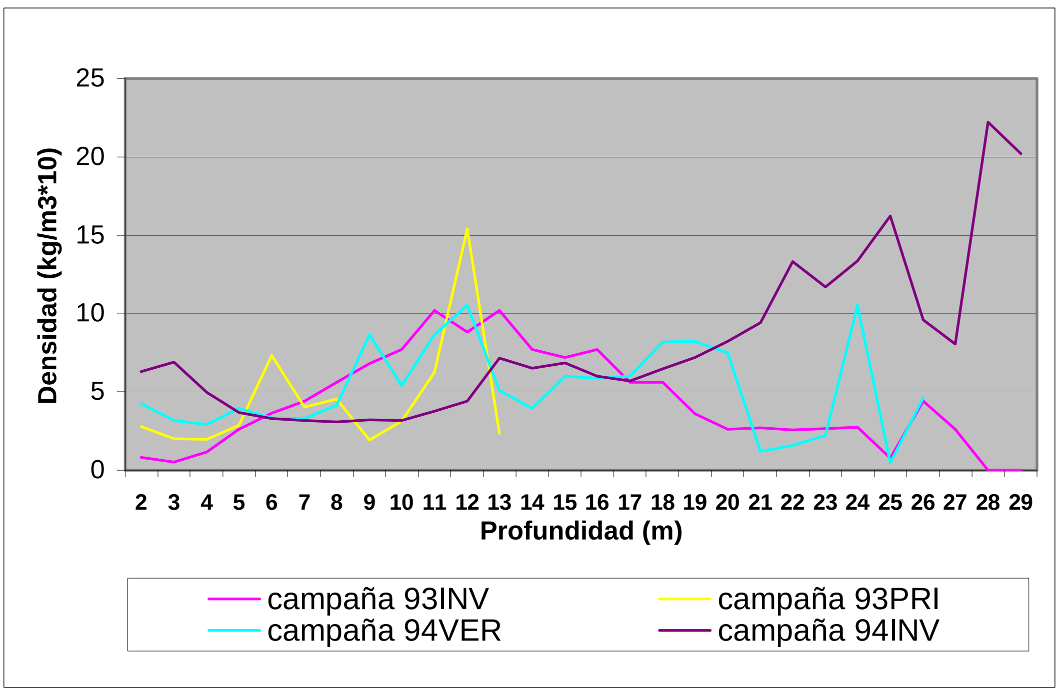


Figura 3.19. Distribución vertical de la densidad de peces en el EdRB.

La campaña 94VER, correspondiente a verano, también estuvo dentro de los patrones de distribución presentados en años anteriores y descriptos con la metodología

anterior. Las mayores concentraciones de peces se presentaron en los brazos de los arroyos tributarios, principalmente el Tigre, Chileno y Cardozo.

Tabla 3.15. Densidad media por transecta (kg/ha) por campaña determinada por la evaluación hidroacústica en EdRB.

	Campaña			
Transecta	93INV	93PRI	94VER	94INV
1	60	133	122	181
2	70	103	190	162
3	80	326	138	253
4	57	120	204	262
5	58	152	462	241
6	100	149	358	208
7	64	254	259	202
8	0	203	313	152
9	121	120	470	234
10	160	288	354	218
11	216	204	223	297
12	320	702	207	172
13	110	352	271	232
14	115	379	221	290
15	124		391	489
16	78		531	291
17	108		1010	225
18	205		447	332
19	130		353	191
20	128		445	218
21	126		325	311
22	73		313	428
23	97		521	270
24	95		335	269
25	102		524	249
26	140		451	248
27	148		610	293
28	71			317
29	59			347
30	63			252
31	123			226
32	98			335
33	102			462
34	97			418
35	94			497
36	75			158
37				576
38				500
39				438
40				446

A efectos de comprender mejor la distribución espacial de la ictiomasa, cada transecta fue dividida en cinco puntos: inicio, primer cuarto, medio, tercer cuarto y final. En cada punto se obtuvo la profundidad y la densidad media reportada por la ecosonda conjuntamente con las coordenadas geográficas registradas por el GPS. Este tratamiento permitió representar espacialmente la distribución de la densidad de peces (Figs. 3.20, 3.21 y 3.22) a efectos de mostrar con más exactitud los puntos de mayor abundancia en cada campaña. En la campaña 93PRI (Fig. 3.20) se encontraron mayores concentraciones de peces en el cuerpo del embalse, fundamentalmente en la zona central correspondiente a las transectas 10 a 13, y en la desembocadura del arroyo Tigre y Cardozo (transecta 3 y 14) (Tabla 3.15). En la campaña 94VER se observaron mayores densidades en los brazos de los arroyos tributarios, particularmente en Cardozo, Tigre y Chileno (transectas 5,9,27 y 17) así como un incremento de la densidad en el eje Este-Oeste del cuerpo del embalse (Fig. 3.21, Tabla 3.15). En la campaña 94INV también se encontraron concentraciones de peces en los brazos de los arroyos tributarios, fundamentalmente en Las Cañas (transectas 34, 37 y 38) y Chileno (zona Este) (transectas 29, 34 y 40), y Cardozo (transecta 11) y Carpintería Sur (transectas 14 y 16) (zona Oeste) así como menor abundancia en el cuerpo principal del embalse (Fig. 3.22, Tabla 3.15).

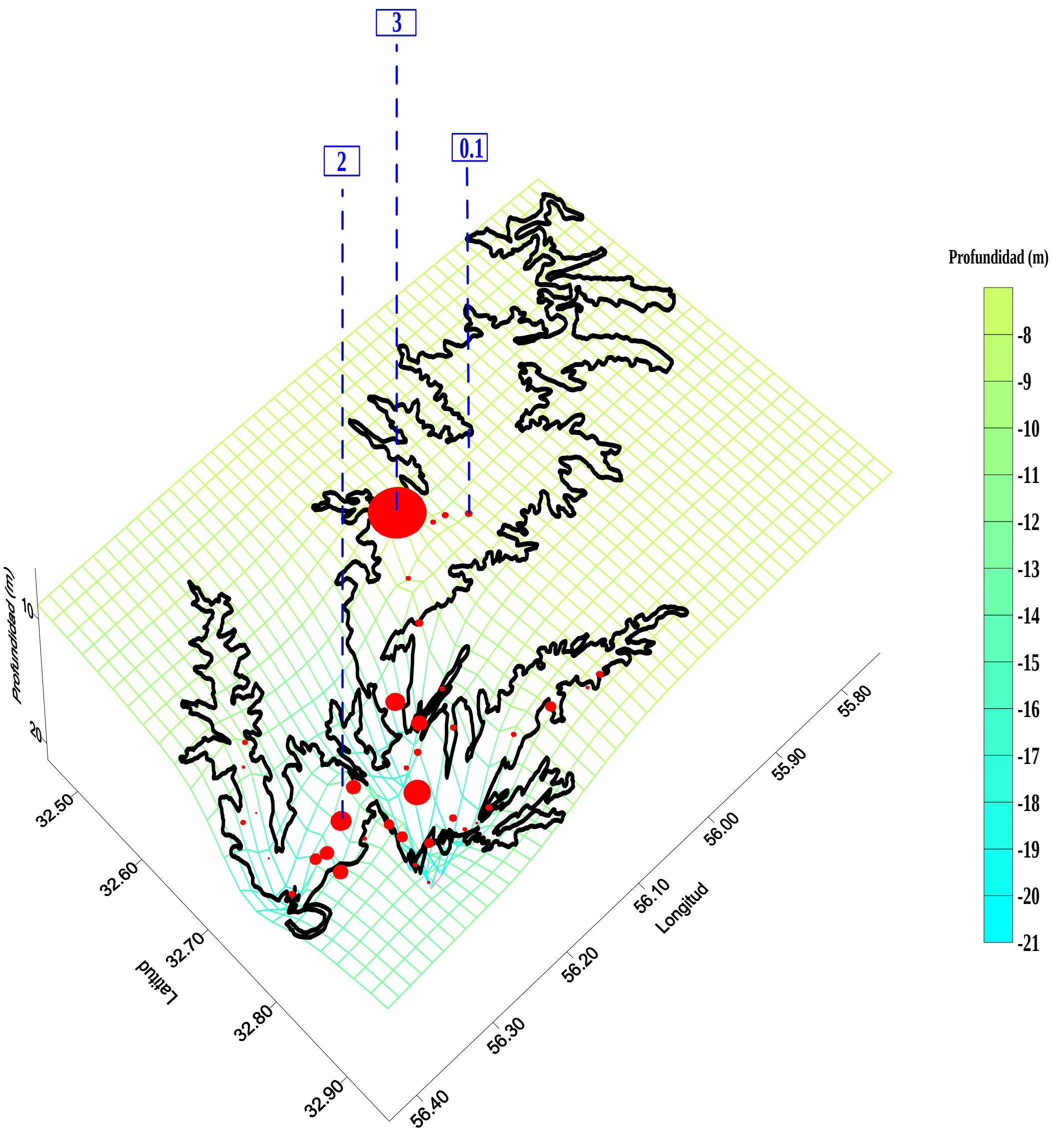


Figura 3.20. Distribución espacial de la ictiomasa determinada con la ecosonda de doble haz en la campaña 93PRI (las etiquetas indican el valor de la densidad (kg/m3), en el área).

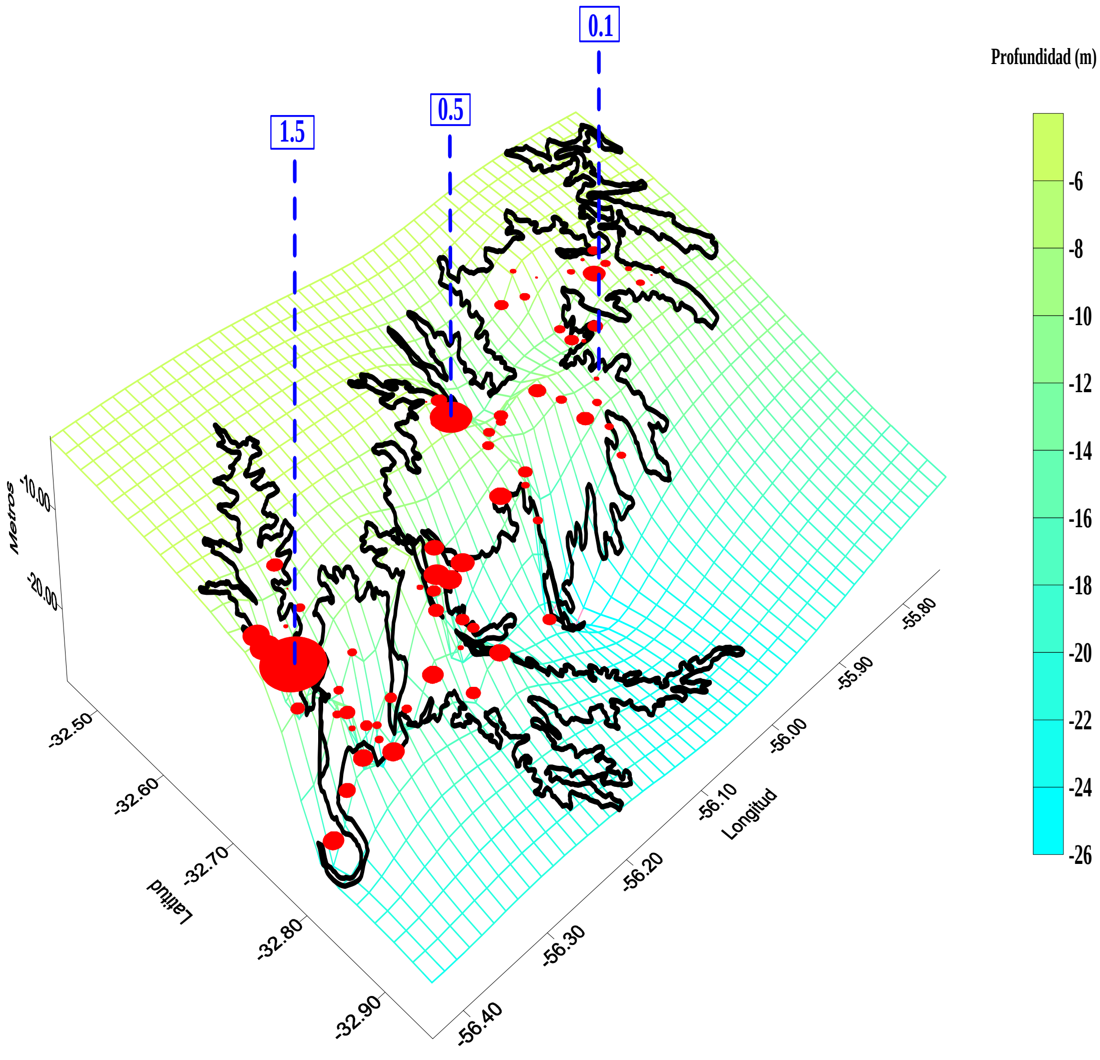


Figura 3.21. Distribución espacial de la abundancia de peces determinada mediante la sonda de doble haz en la campaña 94VER (las etiquetas indican el valor de la densidad (kg/m3), en el área).

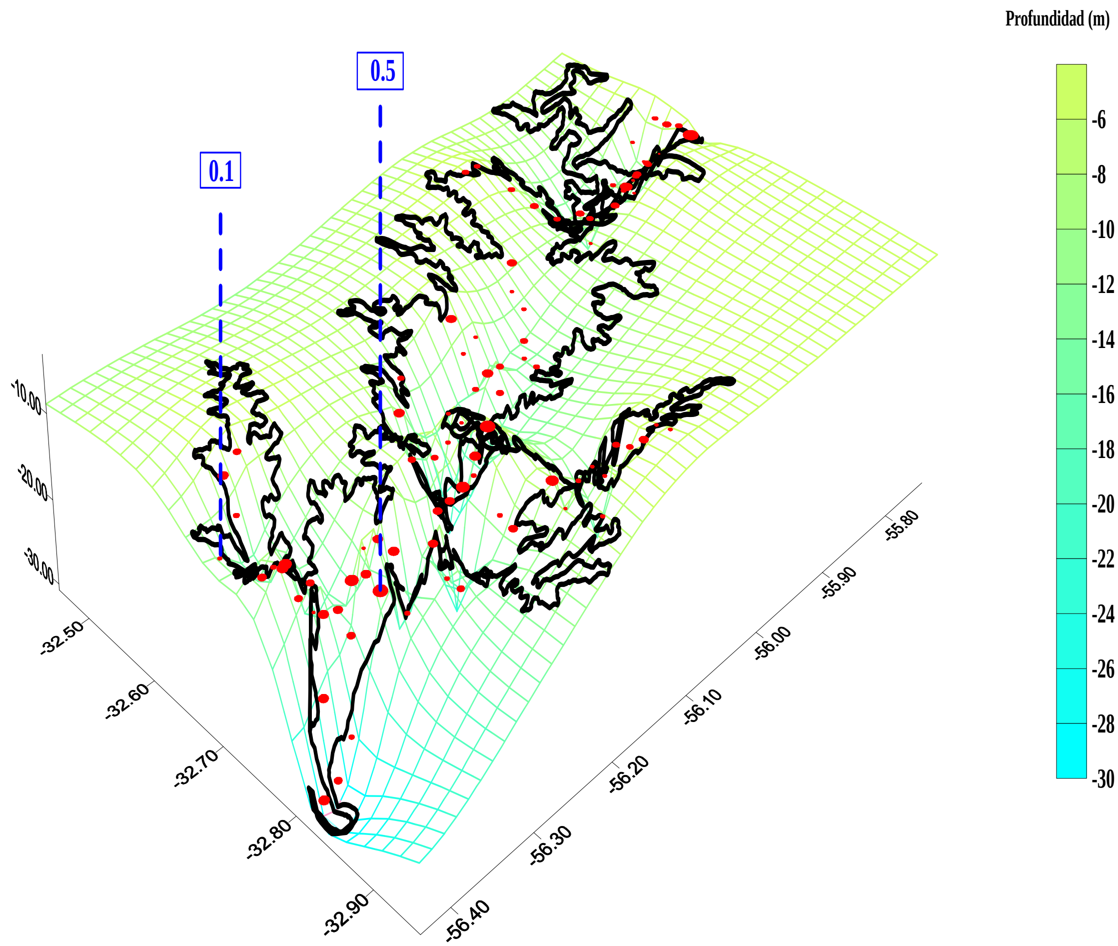


Figura 3.22. Distribución espacial de la abundancia de peces determinada con la ecosonda de haz doble en la campaña 94INV (las etiquetas indican el valor de la densidad (kg/m3), en el área).

Para la interpretación del patrón de distribución mencionado es importante considerar los aportes de la determinación de tallas por la ecosonda de doble haz. En las Figs. 3.23, 3.24 y 3.25 se presentan la estructura de tallas encontrada en cada campaña. Se puede apreciar la clara dominancia numérica de peces de tallas menores. En primavera (campaña 9304: Fig. 3.23) se observa en la clase de longitud de 4 cm un número inferior al presentado en verano (94VER) (Fig. 3.24) y otoño (94INV) (Fig. 3.25). El aumento en la frecuencia de esta clase indicaría un período de reproducción en primavera que se vería reflejado en el reclutamiento en verano y otoño.

A efectos de interpretar más profundamente estos resultados y de procurar un estimador del estado de estrés del ecosistema, se propone un índice de reclutamiento calculado como: $IR = (Bp / Bt) \cdot 100$ (el cociente entre la biomasa íctica potencialmente reclutable a la pesquería y la biomasa total, multiplicado por 100). En base a los resultados de DIPRODE-INAPE (1993) se consideró que los peces son reclutables a los artes de pesca a partir de la clase de longitud de 26 cm, talla que se tomó para elaborar el índice. Cuando toda la biomasa es potencialmente reclutable el valor del índice es 100. Las variaciones espaciales que presenta este indicador evidencian áreas de cría, las cuales se caracterizan por tener individuos de menor tamaño y por lo tanto valores más bajos del IR. Por otra parte, al comparar para un mismo ambiente las variaciones anuales del mismo, dentro de una misma estación del año, se obtiene un indicador potencial de estrés. Al constatarse la disminución anual de los valores del IR en forma sostenida a lo largo de series temporales largas se estaría ante un caso de rejuvenecimiento poblacional (e.g. como el que produce la pesca) o cambios en la estructura de las comunidades de peces, mientras que el aumento del mismo pudiera interpretarse como fallas en el reclutamiento ocasionadas por diversos impactos sobre las comunidades de peces o a cambios en la estructura de las mismas.

En la Tabla 3.16 se presenta el valor medio del índice IR para las campañas 93PRI, 94VER y 94INV. En primavera (93PRI) el IR fue menor debido a un incremento en el número de juveniles debido posiblemente a la época de reclutamiento. Su valor aumentó hacia verano y otoño, lo cual es previsible por el crecimiento natural que presentan los peces. Debido a que no se poseen series anuales de datos para hacer una interpretación de variaciones temporales del mismo (e.g. como varía en las primaveras de los últimos cinco años) no pueden hacerse observaciones sobre el estado de estrés de las poblaciones pero si pueden tomarse los resultados obtenidos como puntos de referencia para futuros estudios.

Tabla 3.16. Valores de longitud media por pez, número de marcas e IR registrados mediante los encaminamientos hidroacústicos con sonda de doble haz.

Campaña	sigma media	Longitud media (cm)	Número de marcas detectadas	IR (biomasa reclut/biom tot*100)
93PRI	0.00014984	13.21	21900	77
94VER	0.00045254	11.13	43124	86
94INV	0.00030424	11.56	41020	87

La Tabla 3.17 muestra la variación espacial de los valores del complemento del IR (100-valor del índice) que puede interpretarse como la proporción presente de juveniles (o índice de juveniles). En dicha tabla se han resaltado en negrita las áreas donde este indicador es superior al 30% dado que muestran una fuerte presencia de juveniles que caracteriza a las áreas de cría. En la campaña 93PRI las transectas 2, 5, 6 y 7 presentaron el mayor porcentaje de juveniles que corresponde principalmente a la zona interior del arroyo Cardozo (tributario de la margen Norte en la zona Oeste del embalse) (Tabla 3.17). En la campaña 94VER las áreas de cría también estuvieron localizadas en el arroyo Cardozo aunque en mayor relevancia

en el arroyo Chileno (margen Sur de la zona Este del embalse: Tabla 3.17). En la campaña 94INV también se presenta como un área de cría importante el arroyo Cardozo conjuntamente con el arroyo Las Cañas (zona Este del embalse: Tabla 3.17).

El análisis de tallas complementó los resultados de la ecosonda de haz simple, donde se planteaba un patrón de distribución espacial pero no podía justificarse en forma cierta si el mismo se debía al comportamiento de los peces ante factores hidrodinámicos estacionales o a comportamiento reproductivo. En base al análisis de los resultados se puede concluir que el incremento de las concentraciones de peces en los brazos de los arroyos tributarios durante primavera y verano, así como ocasionalmente en otoño, puede atribuirse a desplazamientos reproductivos en procura de áreas de cría. Estos resultados son importantes desde el punto de vista de administración de los recursos ícticos del EdRB, dado que se identificaron áreas sensibles a ser protegidas al menos durante el período reproductivo.

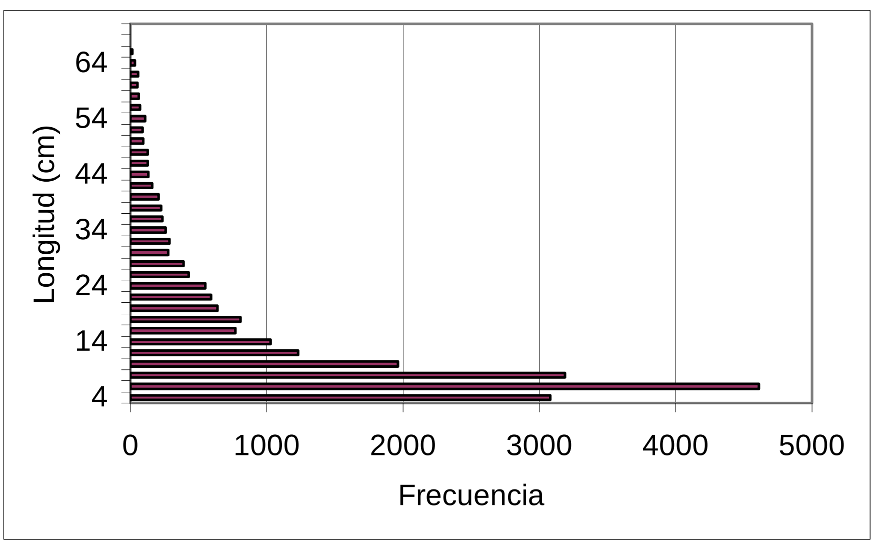


Figura. 3.23. Distribución de frecuencias de longitud de los peces del EdRB en la campaña 93PRI (n= 21882).

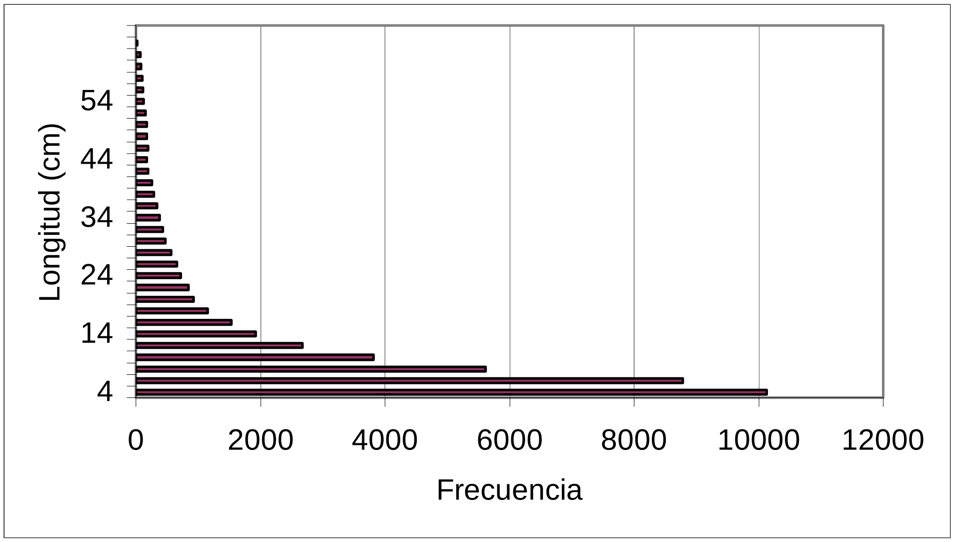


Figura 3.24. Distribución de frecuencias de longitud de los peces del EdRB en la campaña 94VER (n = 43100).

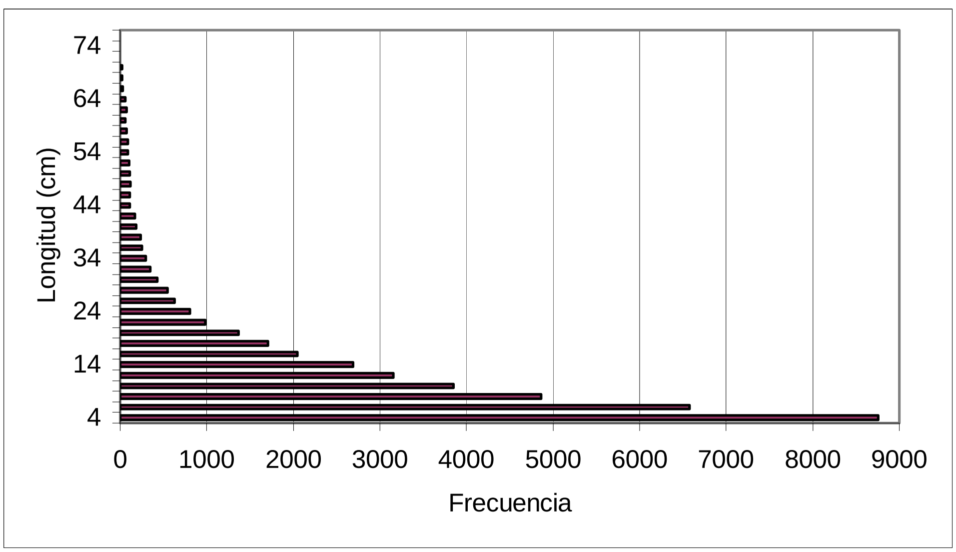


Figura 3.25. Distribución de frecuencias de longitud de los peces del EdRB en la campaña 94INV (n= 40977).

Tabla 3.17. Valor del índice de reclutamiento IR (%) por transecta y campaña (se marca en negrita las áreas de cría a un valor de corte subjetivo IR>29 %).

transecta	93PRI	94VER	94INV
1	19	20	11
2	**50**	16	12
3	13	24	20
4	25	11	18
5	**31**	9	13
6	**36**	15	8
7	**29**	20	12
8	12	15	24
9	24	16	9
10	7	11	11
11	22	11	**31**
12	18	12	15
13	16	12	15
14	22	15	14
15		7	10
16		7	21
17		10	23
18		14	15
19		13	13
20		8	11
21		20	6
22		20	7
23		10	11
24		18	14
25		7	13
26		13	13
27		**30**	12
28			11
29			10
30			17
31			14
32			16
33			12
34			21
35			14
36			**82**
37			15
38			8
39			9
40			12

Estudios de huevos y larvas realizados en el embalse de Segredo, también perteneciente a la cuenca del Plata (Agostinho y Gomes, 1997), confirman la primavera como inicio de la época de reproducción de la mayoría de las especies del embalse, así como la localización de las principales áreas de cría en tributarios del embalse. Es de destacar que el EdRB tiene por objetivo el almacenamiento de agua con fines de generación de energía hidroeléctrica y que en el manejo del mismo pesan variables tales como la demanda de energía, el régimen hidrométrico y precipitaciones en la cuenca. El manejo del embalse incide en las comunidades que lo habitan especialmente en lo referente a las áreas de cría, dado que descensos bruscos del nivel pueden dejar expuestas zonas empleadas para el desove o alimentación provocando mortandades que se reflejarán en fallas de reclutamiento en años posteriores. El índice presentado pudiera emplearse para determinar este tipo de impactos.

3.3.4 ANÁLISIS VIRTUAL DE POBLACIONES

Para la iniciación del VPA, se utilizó según el criterio expuesto en la metodología, un F terminal de 0.4 año $^{-1}$. Este valor contrastaría con los F medios encontrados para individuos mayores de 3 años (Tabla 3.18). Sin embargo reflejarían adecuadamente las fluctuaciones de los desembarcos y las mayores capturas del primer semestre de cada año (estación 2). Por otra parte, debe recordarse que este valor no es decisivo en el análisis y que incluso podría ser arbitrario ya que luego se realizó un ajuste automático en el retrocálculo (Pope, 1972; Sánchez *et al.*, 1994).

Los resultados del análisis de cohortes se presentan en las Tablas 3.18, 3.19, 3.20 y 3.21. La Tabla 3.18 muestra la mortalidad por pesca (F) por clase de edad y por año. La mayor mortalidad se presentó en la segunda estación (correspondiente al primer semestre de cada año) y la clase de edad que presentó la mayor F media fue la de 5 años.

Tabla 3.18. Mortalidad anual por pesca promedio (F) para el período 1991-1999, discriminado por clase de edad y por estación de pesca, según el VPA. (Est. 1=período julio-diciembre, Est. 2=período enero-junio).

Edad(años)	Est. 1	Est. 2
1	0.01	0.03
2	0.31	0.23
3	0.71	3.23
4	0.28	0.47

Tabla 3.19. Número de individuos estimados en el stock (miles) de tararira por clase de edad retrocalculados por el VPA al comienzo de cada estación en el EdRB. (Estación 1= período julio-diciembre, Estación 2= período enero-junio).

	año	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Edad	Estación									
1	1	194.0	647.0	173.0	278.0	130.0	105.0	153.0	410.0	103.0
1	2	169.0	564.0	151.0	233.0	113.0	91.9	134.0	358.0	89.7.0
2	1	81.8	147.0	491.0	132.0	203.0	98.6	80.1	116.0	312.0
2	2	71.3	124.0	421.0	73.2	116.0	69.8	64.6	88.4	261.0
3	1	36.1	59.2	107.0	354.0	49.5	97.5	44.9	50.4	74.7
3	2	31.5	41.2	62.4	285.0	38.3	34.5	25.1	24.3	41.7
4	1	9.4	16.8	9.7	29.7	0.0	0.7	1.1	2.6	1.8
4	2	8.2	9.9	7.2	0.0	0.0	0.6	0.0	1.7	1.6
5	1	0.8	3.2	6.1	3.6	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
5	2	0.7	2.8	5.4	3.2	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0

El número retrocalculado de individuos por clase de edad al comienzo de cada estación de pesca según los valores de F encontrados se presenta en la Tabla 3.19. Promediando las dos estaciones de pesca, se obtiene que el stock original determinado para el último semestre fue 491,000 individuos. La biomasa calculada por clase de edad al comienzo de cada estación en los años estudiados se presenta en la Tabla 3.20. La biomasa total promedio estimada para la especie en el embalse fue 382 y 279 ton según la estación de pesca considerada.

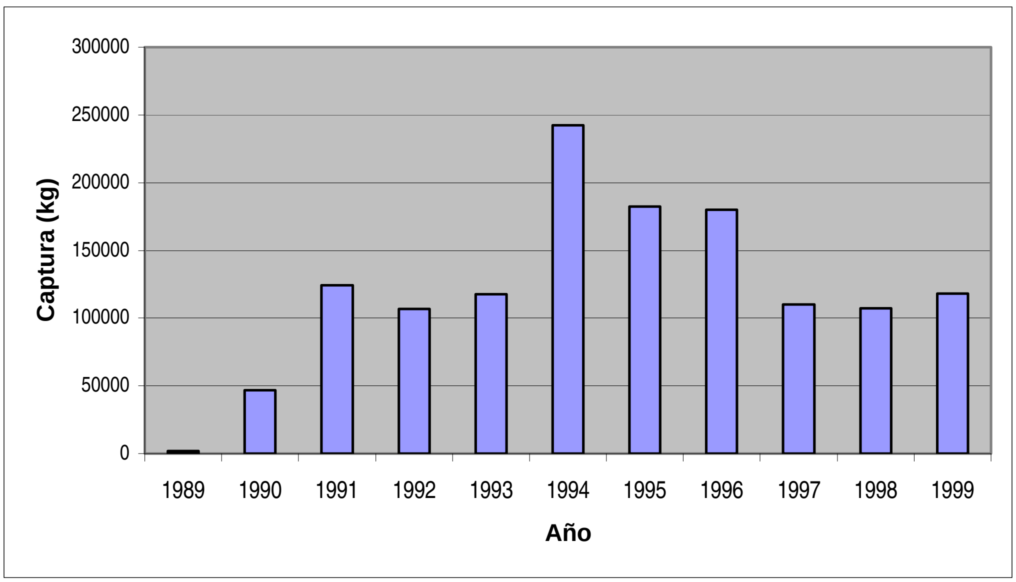


Figura 3.26. Desembarques comerciales anuales de tararira (1989-1999) en el EdRB.

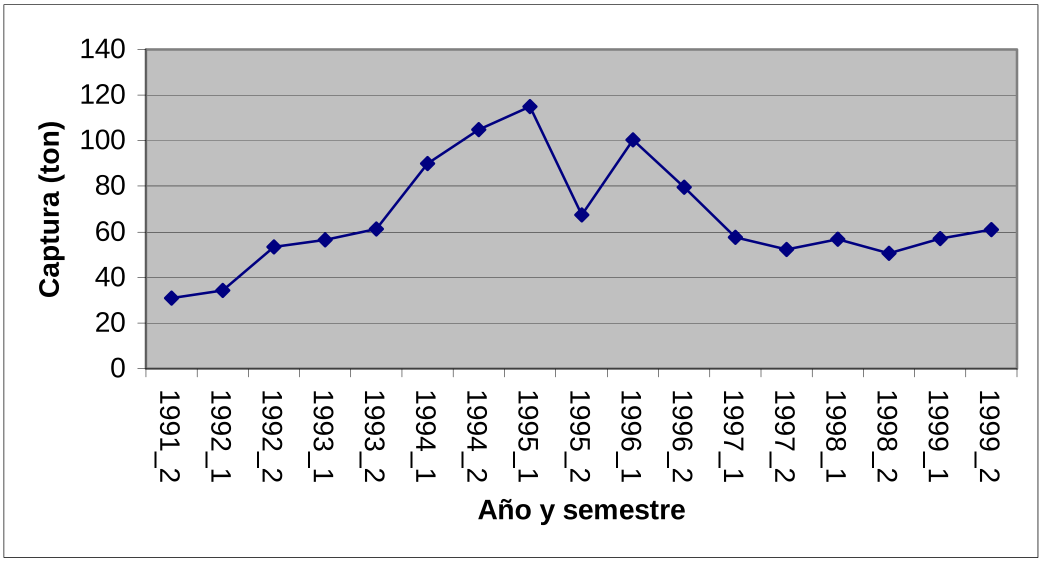


Figura 3.27. Desembarques comerciales de tararira en el EdRB para el período 1991-1999, presentados por semestre (_1=primer semestre, _2=segundo semestre).

Al interpretar la información obtenida en la Tabla 3.19, conjuntamente con el total de las capturas por clase de edad realizadas por la pesquería comercial en el último año (Tablas 3.20a y 3.20b, Figs. 3.26 y 3.27), y tomando como estado de explotación de una clase de edad la relación porcentual entre la captura de la pesquería para dicha clase y la biomasa calculada por el VPA, se obtiene la Tabla 3.21. La tasa de explotación del recurso, promediando todas las clases de edad, es del 33.6%. Si se comparan estos valores con los obtenidos en 1992 (DIPRODE-INAPE, 1993), los valores se han duplicado. No obstante, al observar el estado de explotación por clase de edad (Tabla 3.22), la cohorte de 1 año presentó una tasa de explotación de 13%, valor que ha disminuido en los últimos 7 años. Esto podría explicarse por la subestimación de la biomasa calculada por el VPA para esta cohorte debido a su reclutamiento parcial a la pesquería. Cadima (en Sparre *et al.*, 1989) determina el rendimiento máximo sostenible (RMS) de una población explotada mediante la ecuación RMS=0.5 (C+MB), donde C= captura total en un año y B es la biomasa promedio en el mismo año. Según esta relación empírica y considerando la biomasa calculada por el VPA, en la Tabla

3.23 se presentan los RMS calculados para el período 1992-1999. El RMS medio para el embalse sería de 126 ton, variando entre 87 y 165.

Tabla 3.20a. Biomasa de tararira por clase de edad (toneladas) retrocalculada por VPA al comienzo de cada estación de pesca en el EdRB.

	Año	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Edad	Estación									
1	1	48	162	43	70	32	26	38	103	26
1	2	42	141	38	58	28	23	33	89	22
2	1	65	116	388	104	161	78	63	92	246
2	2	56	98	332	59	92	55	51	70	206
3	1	56	92	166	548	77	151	70	78	116
3	2	49	64	97	442	59	53	39	38	65
4	1	23	41	24	73	0	2	3	6	4
4	2	20	24	18	0	0	1	0	4	4
5	1	2.68	11	20.9	12.4	0	0	1.73	0	0
5	2	2.35	9.61	18.2	10.8	0	0	1.5	0	0

Tabla 3.20b. Biomasa total anual de tararira (ton) al comienzo de cada semestre de pesca.

	Estación 1	Estación 2
1991	194.54	169.42
1992	421.95	337.06
1993	641.76	502.46
1994	806.60	568.72
1995	269.73	179.43
1996	256.92	133.06
1997	175.49	124.75
1998	279.20	201.01
1999	392.36	297.29

Tabla 3.21. Estado de explotación de tararira por clase de edad según el VPA.

Edad (años)	Estado de explotación (%)
1	13
2	17
3	17
4	21
5	100
media 1 a 5	33.6

Las evaluaciones realizadas en 1992 (INAPE-DIPRODE, 1993; Crossa y Petrere, 1999) no evidenciaron sobreexplotación pesquera pese a ser cautos en cuanto al sostenido aumento de las capturas que se registraba en el último semestre de 1999 y a la consideración de que la carencia de datos sobre los volúmenes extraídos por pescadores furtivos subestimarían las mortalidades por pesca calculadas. Los resultados obtenidos en este trabajo evidenciarían una sobreexplotación del recurso originada posiblemente por las elevadas capturas realizadas entre 1994 y 1996.

Según Gulland (1971) la tasa de explotación (E) es el cociente entre la mortalidad por pesca y la mortalidad total que sufre una clase de edad (F/(F+M) considerándose que un recurso está correctamente explotado cuando F y M son iguales, es decir cuando E=0.5 (Gulland, 1971). En la Tabla 3.22 se presentan los valores de este parámetro para todas las cohortes estudiadas. Las clases de edad 1 y 2 estarían correctamente explotadas (E<0.5), mientras que el resto de las cohortes sufre una gran presión de pesca. Este parámetro indicaría que la clase de edad 1 no está plenamente reclutada a la pesquería, lo cual es deseable puesto que ésta aún no ha llegado a la primera madurez (Ares, 1993; INAPE-DIPRODE, 1993). Por otra parte, la clase de 2 años se encontraría plenamente explotada y las cohortes mayores estarían siendo sobreexplotadas. Este efecto de sobrepesca en las edades superiores, constatado por los elevados valores de F obtenidos del VPA y por el valor de E, habría provocado el rejuveneciendo a la población desapareciendo de las capturas las clases de edad superiores a 5 años. Este hecho produciría una sobrepesca en el reclutamiento, con una paulatina disminución de la longitud media de los individuos reclutados a la pesquería, dado que a efectos de mantener el volumen actual de las capturas se ha constatado que algunos pescadores ya están utilizando redes con tamaños de malla menor (INAPE, 2000).

Tabla 3.22. Tasa de explotación (F/F+M) de tararira por clase de edad anual en el EdRB.

Edad	Tasa de explotación
1	0.40
2	0.48
3	0.84
4	0.86
5	0.91

Tabla 3.23. Rendimiento máximo sostenible de tararira por año según Cadima (en Sparre *et al.*, 1989).

Año	RMS (ton/año)
92	103
93	156
94	205
95	100
96	129
97	85
98	102
99	128

Sería aconsejable estabilizar los volúmenes de captura de la pesquería sin aumentar el esfuerzo pesquero. Sin embargo esta medida de administración sería de difícil implementación, puesto que este incremento no se estaría produciendo por el aumento de unidades de pesca sino por el incremento del esfuerzo (número de redes o anzuelos) utilizados por cada unidad y por un probable aumento del poder de pesca (eficiencia de las artes de captura).

El comportamiento reproductivo de la tararira determina la preferencia de aguas poco profundas y con vegetación marginal, donde construye nidos y realiza el cuidado parental de su cría (DIPRODE-1NAPE, 1993). Las variaciones bruscas del nivel del embalse, originadas fundamentalmente por medidas de manejo energético, aumentan la

vulnerabilidad de la especie al reducir las áreas de reproducción por disminución de las zonas anegadas. Dicha situación se vería reflejada en fluctuaciones anuales del valor de M y por grandes variaciones en el reclutamiento anual de juveniles a las cohortes inferiores. Estas posibles fluctuaciones de M por razones de manejo del nivel hidrométrico del embalse, sumado al desconocimiento de una componente agregada de F atribuible a la pesca furtiva, hacen que la situación real de sobreexplotación pueda ser aún más importante que la determinada en el análisis realizado.

Los resultados obtenidos en el VPA indican que la tararira esta siendo sometida a una fuerte estrés debido a la presión de pesca realizado en el EdRB. Welcome y Hagborg (1977) advierten que la sobrepesca puede provocar cambios en la estructura de las comunidades de peces, provocando en muchos casos la sustitución de aquellas de mayor tamaño y de relevancia comercial por otras de menor tamaño y sin valor económico.

3.3.5 COMPARACIÓN DE ABUNDANCIA / BIOMASA (ABC) EN EL EDRB

En la Tabla 3.24 se presentan los resultados del índice ABC (W). Los valores negativos corresponden a situaciones caracterizadas por un fuerte estresamiento de la ictiofauna, los próximos a cero caracterizan poblaciones con bajos niveles de estrés y los valores positivos son indicadores de ausencia de éste.

Tabla 3.24. Resultados del índice ABC (W) por ambiente y por campaña en el EdRB.

CAMPAÑA	AMBIENTE	W
91PRI1	Cardozo	0.009
91PRI1	Chileno	-0.095
91PRI1	Rospide	-0.017
91PRI2	Represa	-0.121
91PRI2	Carpintería Sur	-0.105
91PRI2	Las Conchas	0.007
91PRI2	Cardozo	-0.016
91PRI2	Dilfa	0.006
91PRI2	Rospide	-0.335
91PRI2	Sauce	0.143
91PRI2	Carpintería N.	0.022
91PRI2	Chileno	0.121
92VER	Cardozo	-0.236
92VER	Carpintería Sur	-0.230
92VER	Dilfa	-0.404
92VER	Rospide	-0.138
92VER	Carpintería N.	-0.323
92VER	Las Cañas	-0.032
92INV	Cardozo	-0.089
92INV	Carpintería Sur	-0.111
92INV	Dilfa	-0.103
92INV	Rospide	0.116
92INV	Carpintería N.	-0.092
92INV	Las Cañas	-0.168
92PRI	Represa	-0.166
92PRI	Cardozo	-0.112
92PRI	Carpintería Sur	-0.220
92PRI	Dilfa	-0.144
92PRI	Rospide	-0.005
92PRI	Tigre	-0.069
92PRI	Carpintería N.	-0.219
92PRI	Las Cañas	-0.189
92PRI	El Malo	0.202

La ubicación de las estaciones de muestreo referidas en la Tabla 3.24 ya ha sido descripta en el Capítulo II (Fig. 2.1). No obstante cabe destacar que la zona Oeste del embalse está representada por las estaciones Represa, Dilfa, arroyos Cardozo, Las Conchas y Carpintería Sur; la zona media por la estación de isla Rospide y arroyo El Tigre y la zona Este por las estaciones realizadas en los arroyos Carpintería Norte, El Chileno y Las Cañas. La

estación de muestreo situada en el arroyo El Malo se encuentra localizada antes del embalse. La Fig. 3.28 muestra las estaciones donde se registraron condiciones potenciales de estrés en las diferentes campañas, ubicándose en el eje de las abcisas los valores del índice (W) y en las ordenadas a las diferentes campañas (la 1 corresponde a la 91PRI1, 2=91PRI2, 3=92VER, 4=92INV y 5=92PRI).

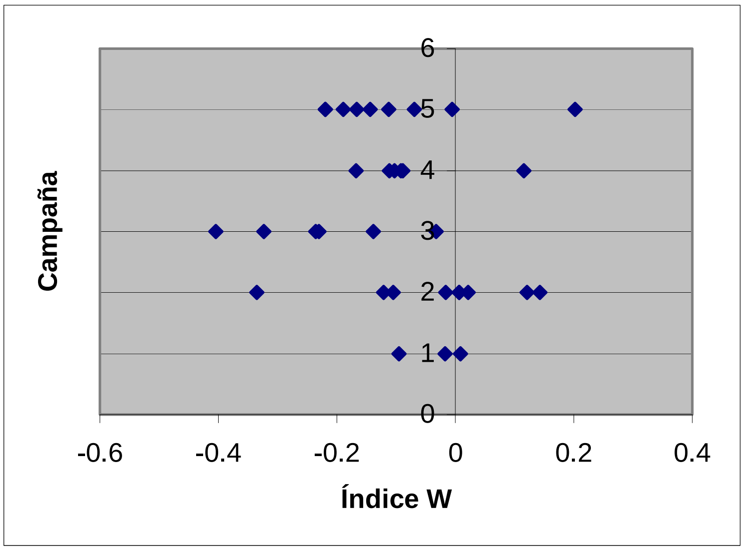


Figura 3.28. Ordenamiento de los diferentes puntos de muestreo realizados en cada campaña según el valor del índice W (1 corresponde a la campaña 91PRI1, 2=91PRI2, 3=92VER, 4=92INV y 5=92PRI).

La campaña 91PRI1 mostró un bajo nivel de estresamiento poblacional con valores del índice próximos a cero. En la campaña 91PRI2 se encontraron valores bajos de perturbación en el extremo Este del embalse e indicios claros de estresamiento hacia la zona central y de la represa con la excepción del arroyo Las Conchas (Tabla 3.21). En la campaña 92VER se encontraron condiciones de fuerte estrés en todos los lugares relevados y en la 92INV se mantuvo la misma situación con la acepción de la zona central del embalse donde se encontraron valores de W positivos. En la campaña 92PRI se encontraron condiciones de estabilidad (W=.2) antes de la desembocadura del río en el embalse (arroyo El Malo)

condiciones de estresamiento en la zona Este (Las Cañas y Carpintería Norte), una recuperación del estado de equilibrio hacia la zona central (estaciones de arroyo El Tigre e isla Rospide) y nuevamente indicios de estresamiento hacia la zona de la represa (Tabla 3.21).

La Tabla 3.25 muestra los valores promedio de W encontrados en cada campaña considerando conjuntamente a todos los puntos de muestreo. El mayor índice de estrés correspondió a la campaña 92VER. La Figura 3.29 representa gráficamente estos resultados, determinándose una tendencia cíclica de variación estacional mediante la aplicación de medias móviles. En primavera-verano se registró un incremento en el grado de estresamiento de las comunidades de peces mientras que en otoño-invierno este índice mostró menor grado de perturbación.

Tabla 3.25. Valores medios de W en las diferentes campañas.

Campaña	W
91PRI1	-0.097
91PRI2	-0.119
92VER	-0.252
92OTO	-0.101
92INV	-0.181
92PRI	-0.162
93VER	-0.169
93OTO	-0.108
93INV	-0.088

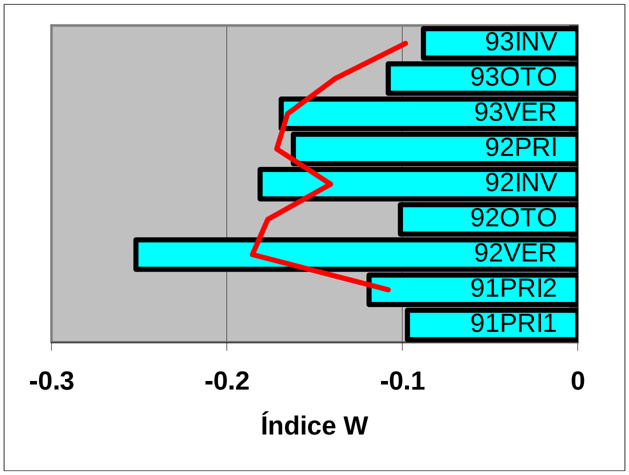
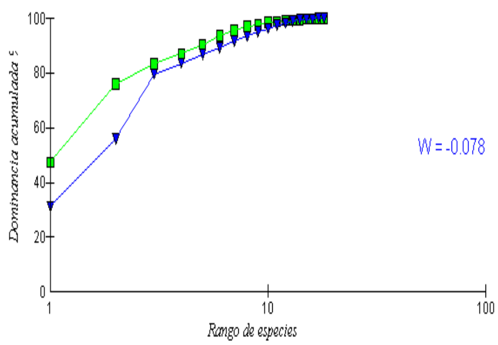
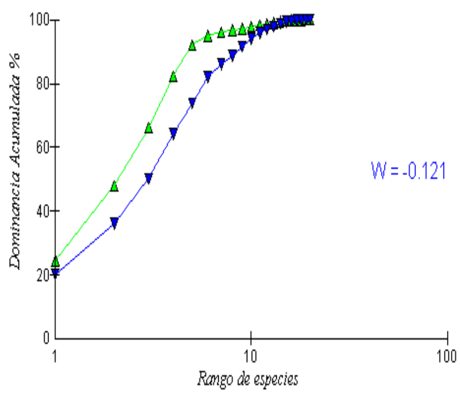


Figura 3.29. Variación estacional de W (la línea roja indica la tendencia calculada mediante medias móviles de dos datos).

A efectos de estimar con mayor precisión las variaciones estacionales de W se realizaron curvas ABC para cada época de muestreo considerando la totalidad de las estaciones. Las Figs. 3.30 , 3.31, 3.32 y 3.33 muestran detalladamente la variación de la relación abundancia-biomasa para cada campaña, pudiéndose observar en verano de 1992 (92VER) el mayor estado de perturbación.

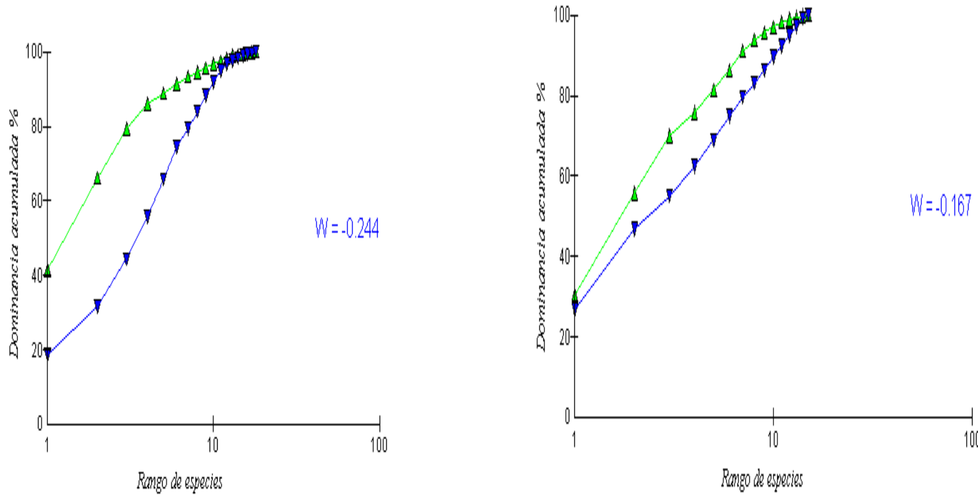


CAMPAÑA 91PRI1



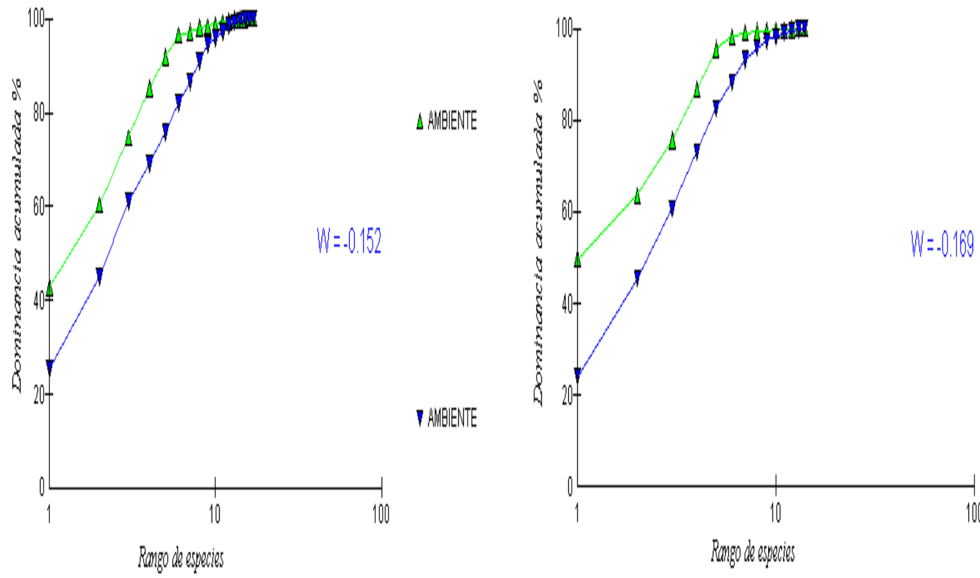
CAMPAÑA 91PRI2

Figura 3.30. Curvas ABC para las campañas 91PRI1 y 91PRI2 (la línea verde representa abundancia y en azul se grafica la biomasa).



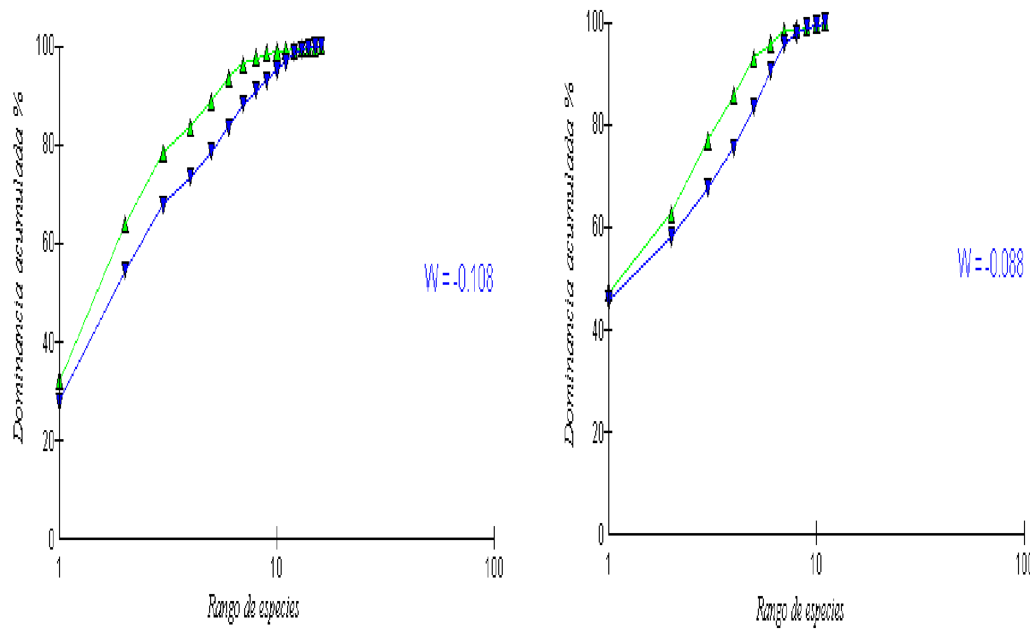
CAMPAÑA 92VER CAMPAÑA 92INV

Figura 3.31. Curvas ABC para las campañas 92VER y 92INV(la línea verde representa abundancia y en azul se grafica la biomasa).



CAMPAÑA 92PRI CAMPAÑA 93VER

Figura 3.32. Curvas ABC para las 92PRI y 93VER (la línea verde representa abundancia y en azul se grafica la biomasa) .



CAMPAÑA 93OTO CAMPAÑA 93INV

Figura 3.33. Curvas ABC para las campañas 93OTO y 93INV (la línea verde representa abundancia y en azul se grafica la biomasa).

La variación espacial del valor de W debiera interpretarse prudentemente ya que pudiera estar indicando diferencias de reclutamiento mas que de estrés. El hecho de que en el EdRB no hayan especies migradoras (INAPE-DIPRODE, 1993), que la distancia entre las estaciones fuera considerable y que el lapso transcurrido entre los muestreos fue inferior a un día, permitiría inferir la validez de la aplicabilidad de esta metodología desarrollada para organismos bentónicos de escasa movilidad. Sin embargo, a efectos de constatar la validez de esta hipótesis se empleó en forma complementaria que constituye un indicador de estrés dependiente de la diversidad específica el índice de Caswell (1976). Las Tabla 3.26 muestra los valores del índice de estrés obtenidos en base a la diversidad específica calculada en base a las especies de peces capturadas en el EdRB (Tabla 3.27).

Tabla 3.26. Valor del índice de estrés (V) basado en la diversidad específica (Caswell, 1976). (N=número de individuos, S=número de especies, H´=diversidad observada, E(H´)=diversidad esperada según el modelo, SD(H´)=desvío estandar de la diversidad) y V=valor del índice de estrés).

Campaña	N	S	H'	E[H']	SD[H']	V
91PRI1	1075	16	1.53	1.71	0.29	-0.61
91PRI2	994	19	1.81	1.90	0.27	-0.34
92VER	905	18	1.75	1.86	0.27	-0.38
92OTO	322	14	2.03	1.78	0.26	0.98
92INV	285	13	1.86	1.73	0.26	0.50
92PRI	1212	16	1.71	1.69	0.29	0.06
93VER	888	14	1.53	1.61	0.30	-0.27
93OTO	552	16	1.75	1.82	0.27	-0.28
93INV	231	11	1.61	1.59	0.27	0.07

La Fig. 3.34 permite una mejor representación de estos resultados mostrando estados de perturbación en las campañas 91PRI1, 91PRI2, 92VER, 93VER y 93OTO y estados de equilibrio en 92OTO, 92INV,92PRI y 93INV. El comportamiento de este índice especie-dependiente fue similar a las curvas ABC, registrándose mayores perturbaciones en primavera-verano y estados de equilibrio o reducido estrés en otoño-invierno. Esto estaría confirmando la aplicabilidad de las curvas ABC como estimadores de estrés en el EdRB.

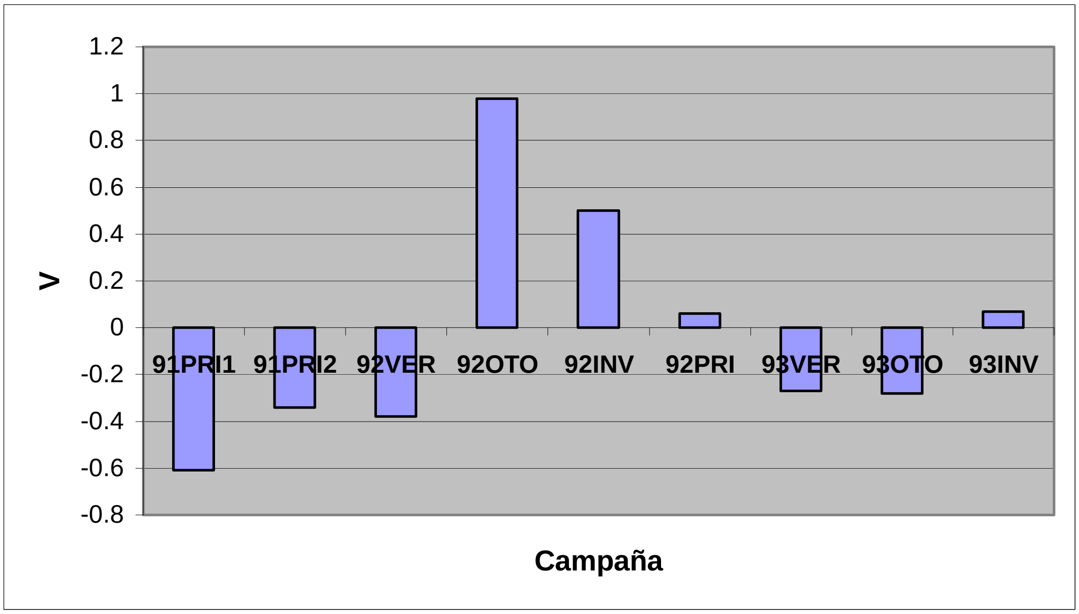


Figura 3.34. Variación estacional de V.

Agostinho y Gomes (1997) reportan para el embalse de Segredo condiciones de estresamiento de la ictiofauna similares a las halladas en este trabajo, donde constatan que las variaciones ambientales resultantes de pulsos de liberación de agua mediante la apertura de los vertederos o manejo de las turbinas de la central hidroeléctrica tienen más incidencia en los extremos del embalse. El régimen de precipitaciones en la cuenca es otro factor importante a considerar para la explicación del comportamiento de este índice, ya que con él se asocia indirectamente el manejo energético del cuerpo de agua (operación de vertederos, turbinado, etc.) que provoca variaciones importantes en los niveles de los brazos del embalse así como de las condiciones físico-químicas, especialmente de la concentración de fosfatos, turbidez y conductividad, tratado en el capítulo anterior.

Tabla 3.27. Especies de peces capturadas en el EdRB.

Nombre común	Nombre científico
Familia	*TETRAGONOPTERIDAE*
Mojarra	*Astyanax sp*
Dientudo común	*Acestrorhamphus hepsetus*
Dientudo	*Acestrorhamphus jenynsi*
Sabalito	*Curimatinae indet.*
Sabalito chico	*Pseudocurimata gilberti*
Familia	*PIMELODIDAE*
Bagre amarillo	*Pimelodus clarias*
Bagre negro	*Rhamdia sapo*
Bagre porteño	*Parapimeludus valenciennesi*
Bagre trompudo	*Iheringichtys westermanni*
Familia	*ERYTHRINIDAE*
Tararira	*Hoplias malabaricus malabaricus*
	Hoplias lacertus
Familia	*SCIANIDAE*
Corvina de río	*Pachyurus sp*
Familia	*CICHLIDAE*
Cabeza amarga	*Crenicichla sp*
Chanchita	*Geophagus sp*
Familia	*ACHIRIDAE*
Lenguado	*Achirus jenynsi*
Familia	*LORICARIDAE*
Vieja de agua	*Loricaria sp*
Vieja de agua	*Hipostomus sp*
Vieja de agua	*Rhynelepis sp*
Familia	*ATHERINIDAE*
Pejerrey común	*Odonthestes humensis*
Pejerrey juncalera	*Odonthestes perugiae*
Familia	*AUCHENIPTERIDAE*
Torito	*Parauchenipterus galeatus*
Familia	*SYNBRANCHIDAE*
Anguila criolla	*Synbranchus marmoratus*
Familia	*CLUPEIDAE*
Lacha	*Ramnogaster melanostoma limnoica*

3.4 CONCLUSIONES

El EdRB es un reservorio con un importante potencial pesquero que presenta interés tanto desde el punto de vista limnológico e hidrológico debido a que fue construido para cubrir las demandas del sector energético. Existen numerosos ejemplos de cuerpos de agua creados originalmente con estos fines y manejados con criterios de uso multipropósito que potencian el aprovechamiento de los mismos mejorando las condiciones de vida de los habitantes de la zona. Los resultados obtenidos refuerzan el enfoque de Ryder y Kerr (1989) quienes enfatizaron en la necesidad de desarrollar conocimientos previos del ecosistema antes de introducir iniciativas de manejo, incluyendo modificaciones del hábitat.

A nivel mundial se ha establecido una relación entre le potencial pesquero de los lagos, la conductividad y la profundidad media (Coulter, 1981). Esta relación estaría acorde a la encontrada en el EdRB, calculándose su potencial pesquero según los IME en 67 kg/ha/año.

Los MM basados en los valores de biomasa obtenidos por la evaluación hidroacústica (Plane y Downing, 1989) indicarían un rendimiento pesquero para el EdRB cercano a las 17500 ton/año (163kg/ha/año). En el caso del EdRB así como en otras ecoregiones, los factores edáficos desempeñan un rol más importante que en los lagos oligotróficos empleados en los análisis de regresión para los que se desarrollaron estos modelos. Las restricciones que presentan los modelos emergentes de las bases de datos empleadas para su elaboración, indican que a efectos de poder aplicar los IME y los MM con mayor precisión como estimadores de producción pesquera de bajo costo en el EdRB, debieran desarrollarse nuevas correlaciones que contemplaran solamente los datos de embalses templados sudamericanos.

La combinación de técnicas hidroacústicas y de pesca exploratoria presentó la posibilidad de calcular la capturabilidad de las artes de pesca a efectos de realizar ajustes en

los valores de densidad obtenidos por artes experimentales. Los resultados obtenidos estarían dentro de las predicciones de los IME y MM, por lo que podría concluirse la conveniencia de ajustar estos modelos que presentan estimaciones de rendimiento pesquero en base al relevamiento de parámetros limnológicos de menor costo. Estos métodos biológico-pesqueros aportaron información cuantitativa y cualitativa sobre ictiomasa pelágica que no es posible obtener con los índices y modelos morfoedáficos.

Las técnicas hidroacústicas con ecosonda de haz simple constituyen estimadores de bajo costo de la distribución espacial y temporal de la ictiomasa. Complementadas con técnicas de pesca experimental, permitieron la obtención rápida de información de base para manejo ecológico y pesquero del EdRB a un bajo costo, aún subestimando el cálculo de ictiomasa. Los resultados obtenidos sugieren un patrón de distribución espacio-temporal caracterizado por desplazamientos de los peces entre el cuerpo central del embalse y los brazos asociados a la época del año o al régimen hidrológico. En primavera y verano, con un régimen de precipitaciones menor, se encontraron agregaciones en los brazos de los tributarios. En otoño-invierno, cuando se incrementan las precipitaciones, las ecomarcas estuvieron más agregadas en el cuerpo del embalse, fundamentalmente en la zona central y centro-Oeste-represa

Los estudios con la ecosonda de doble haz fueron mas precisos aunque con mayor costo tecnológico. Esta metodología permitió la determinación de ictiomasa con mayor exactitud, así como mayor precisión en la interpretación de la distribución espacial. Asimismo se propuso un indicador del estado de estrés basado en la propiedad de obtener datos cualitativos de la ictiomasa, fundamentalmente la composición por tallas de los peces interceptados por el haz acústico. La densidad media de peces encontrada en el EdRB presentó variaciones estacionales con valores de densidad media que oscilaron entre 109.5 ± 52.3 kg/ha y 372 ±

181 kg/ha. Estos valores indican una biomasa íctica total media de 27400 ton, pudiendo variar entre 15680 ton y 39200 ton.

El índice de estrés propuesto (IR) que relaciona la ictiomasa potencialmente reclutable a la pesquería con la ictiomasa total mostró variaciones espaciales que evidenciaron áreas de cría, las cuales se caracterizan por tener individuos de menor tamaño y por lo tanto valores más bajos del índice. Al comparar para un mismo ambiente las variaciones anuales del mismo, dentro de una misma estación del año, se obtuvo un indicador de estrés. En caso de constatarse una disminución anual de los valores del índice en forma sostenida a lo largo de series temporales largas se estaría ante un caso de rejuvenecimiento poblacional (e.g. como el que produce la pesca) o cambios en la estructura de las comunidades de peces, mientras que el aumento del mismo pudiera interpretarse como fallas en el reclutamiento (ocasionadas por diversos impactos sobre las comunidades de peces o a cambios en la estructura de las mismas).

En primavera el IR fue menor debido a un incremento en el número de juveniles debido posiblemente a la época de reclutamiento. El valor del mismo aumentó hacia verano y otoño, lo cual es previsible por el crecimiento natural que presentan los peces. Dado que no se poseen series anuales de datos que permitan hacer una interpretación de variaciones temporales del mismo (e.g. como varía en las primaveras de los últimos cinco años) no pudieron hacerse apreciaciones sobre el estado de estrés de las poblaciones pero se establecieron puntos de referencia para futuros estudios.

Los resultados obtenidos evidenciarían una sobreexplotación de tararira, originada posiblemente por las elevadas capturas realizadas entre 1994 y 1996. Este efecto de sobrepesca en las edades superiores, constatado por los elevados valores de F obtenidos del VPA y por el valor de E, habría provocado el rejuveneciendo a la población desapareciendo de

las capturas las clases de edad superiores a 5 años. Los resultados obtenidos en el VPA indican que la tararira está siendo sometida a una fuerte estrés debido a la presión de pesca realizado en el embalse. Este hecho produciría una paulatina disminución de la longitud media de los individuos reclutados a la pesquería, dado que a efectos de mantener el volumen actual de las capturas se ha constatado que algunos pescadores ya están utilizando redes con tamaños de malla menor. El rendimiento máximo sostenible medio de tararira para el embalse sería de 126 ton variando entre 87 y 165 toneladas.

El análisis de curvas ABC mostró una tendencia cíclica de variación estacional mediante la aplicación de medias móviles. En primavera-verano se registró un incremento en el grado de estresamiento de las comunidades de peces mientras que en otoño-invierno este índice mostró menor grado de perturbación. Estas hipótesis fueron constatadas mediante el empleo en forma complementaria de un indicador de estrés dependiente de la diversidad específica (Caswell, 1976) que presentó los mismos resultados. El régimen de precipitaciones en la cuenca sería otro factor importante a considerar para la explicación del comportamiento de este índice, ya que con él se asocia indirectamente el manejo energético del cuerpo de agua (operación de vertederos, turbinado, etc.) que provoca variaciones importantes en los niveles de los brazos del embalse así como de las condiciones físico-químicas, especialmente de la concentración de fosfatos, turbidez y conductividad, tratado en el capítulo anterior.

CAPITULO IV: DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

1. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El conocimiento limnológico de represas en América del Sur avanzó en los siguientes aspectos (Tundisi et al., 2000): 1) determinación de la estructura térmica vertical y horizontal y patrones de circulación (Tundisi *et al*., 1993, Henry, 1999); 2) conocimiento de la magnitud de la variación de factores ambientales y fluctuaciones espacio-temporales (Henry, 1999); 3) estudio de las interacciones entre factores hidrológicos, circulación y biodiversidad (Rocha et al., 1999); 4) determinación de los ciclos biogeoquímicos e índices de estado trófico (Tundisi et al. 1988); 5) determinación de la producción primaria fitoplanctónica, respuestas fotosintéticas e interacciones con factores físicos y químicos (Tundisi et al, 1993; Tundisi y Tundisi, 1996) y 6) toxicidad de algas y biomanipulación de peces (Starling, 1998).

Las principales contribuciones derivadas de este vasto conjunto de informaciones son las siguientes: 1) se encontró dependencia longitudinal de la temperatura de superficie, gradiente anual y media anual (Henri, 1999); 2) los balances totales para varias represas mostraron la relación entre el tiempo de retención, la carga externa y la profundidad de los embalses (Straskraba, 1999); 3) el tiempo de retención y la profundidad de los embalses son factores controladores fundamentales en el ciclo del fósforo en relación a la carga de fósforo de la cuenca hidrográfica (Straskraba, 1999); 4) la diversidad planctónica depende de la morfometría del ecosistema, del tiempo de retención y de la variabilidad de las condiciones ecológicas. Sistemas de bajo tiempo de retención y gran inestabilidad ecológica, presentan una diversidad mas baja de la comunidad planctónica (Tundisi, 1994).

En el EdRB, no se encontró variación vertical de la temperatura (gradiente térmico) probablemente debido a los procesos de mezcla causados por el viento, al caudal de entrada y a la operación de las turbinas y vertederos del complejo hidroeléctrico. Asimismo la carencia de variaciones verticales en las concentraciones de oxígeno disuelto indicaría que el embalse habría alcanzado una condición de estabilidad donde se habría producido la descomposición de la vegetación sumergida, proceso que ocasiona una pronunciada disminución de este parámetro. Esta estabilidad ambiental se manifestó también en los valores constantes de pH que presentaron independencia de las oscilaciones de los niveles hidrométricos aunque pudieran sufrir ligeras variaciones a causa de floraciones algales dado que los mayores registros de esta variable se presentaron en primavera-verano y coincidieron con el incremento de fitoplancton.

Se encontró un gradiente marcado desde la represa hacia la entrada del río al embalse fundamentalmente en cuanto a la transparencia del agua, concentración de fosfatos, conductividad, densidad de organismos fitoplanctónicos y zooplanctónicos. Esto estaría asociado a la precipitación de material particulado en el sentido río-represa , proceso que presenta gran relevancia desde el punto de vista limnológico, ya que, además de contribuir a la reducción de la concentración de fósforo y hierro, aumenta la extensión de la zona eufótica, lo cual significa un beneficio para el fitoplancton e indirectamente para sus consumidores. La distribución de las diferentes fracciones del fosfato a lo largo de la columna de agua, presentó gran variación, lo cual se relacionaría fundamentalmente con el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, el estado trófico del lago y el sistema de circulación de la masa de agua.

Sumari (1971) realizó estudios en 32 lagos finlandeses en los que determinó la biomasa de peces a la vez que registró 11 variables ambientales. La principal conclusión

obtenida fue que los factores bióticos resultaron más importantes en la estructura de las comunidades de peces que los abióticos, a pesar de que el área de los lagos correlacionó tanto con el número de especies presentes así como con la biomasa. Persson (1996) encontró resultados similares aunque concluyó que factores abióticos como la conductividad y el pH también afectaron la composición de las comunidades de peces. La correlación positiva encontrada entre conductividad y biomasa condice con estudios previos realizados en ciprínidos donde se atribuyó el incremento de ictiomasa al aumento del fitoplancton y zooplancton (Persson *et al*., 1991).

La composición y abundancia del fitoplancton determinada para el ERdB lo definiría como un ambiente eutrófico. Sin embargo los indicadores basados en organismos zooplanctónicos (relación entre copépodos Cyclopoida y Calanoida) lo clasificarían como un ambiente con condiciones mesotróficas lo que estaría acorde con los rendimientos pesqueros encontrados. Se destacó la importancia de los rotíferos en cuanto a la regulación de poblaciones de algas clorofíceas y criptofíceas, contribuyendo también a la estabilidad de la carga de materia orgánica en el embalse. Este hecho estuvo reflejado en la similitud que presentaron los patrones de distribución espacio temporal de estos organismos con los de fitoplancton y material particulado en suspensión.

Underwood (1995) estudió las interacciones entre investigaciones ecológicas y decisiones de manejo sobre problemas ambientales. Caracterizó estas interacciones en cuatro tipos definidos: 1) existe suficiente información disponible de investigaciones como para ser utilizada por los administradores e influenciar sobre la toma de decisión; 2) estudios ambientales orientados a la aplicación de determinados análisis de resultados sobre medidas tomadas por los administradores donde el efecto de estas decisiones constituyen hipótesis nulas a corroborar; 3) desarrollo de investigación estratégica y planteo de nuevas teorías

cuando fracasan la medidas adoptadas por los administradores; 4) investigaciones gerenciales diseñadas para analizar los procesos de manejo mediante los que se toman decisiones utilizando información provista de la Categoría 1. En todos los casos los ingresos de información realizados por los investigadores al sistema de toma de decisión son fundamentales, en especial los referentes a los tipos de organismos (composición de las comunidades), ciclos de vida, relaciones de mortalidad potencial debido a toxicidad, reclutamientos y dinámica poblacional (Underwood y Fairweather, 1989). En el caso del EdRB la información ambiental disponible hasta el presente no permitía la adopción de medidas de administración con un enfoque de uso múltiple (turismo, pesca, generación de energía, riego, etc.) dado que el origen de este embalse fue para cubrir las demandas del sector energética. En la actualidad su importante potencial pesquero y turístico esta marcando la necesidad de tener enfoques de gestión integrada. A nivel mundial existen numerosos ejemplos de cuerpos de agua creados originalmente con estos fines y manejados con criterios de uso multipropósito que potencian el aprovechamiento de los mismos mejorando las condiciones de vida de los habitantes de la zona. Los resultados obtenidos concuerdan con el enfoque de Ryder y Kerr (1989) quienes enfatizaron en la necesidad de desarrollara conocimientos previos del ecosistema antes de introducir iniciativas de manejo, incluyendo modificaciones del hábitat.

Desde el punto de vista de manejo pesquero es necesario contar con información confiable sobre el potencial pesquero del cuerpo de agua al menor costo posible. Los índices y modelos morfoedáficos que relacionan el potencial pesquero con la conductividad y la profundidad media (Coulter, 1981) resultan ser estimadores de bajo costo aunque limitados en su confiablidad. En el caso del EdRB, se calculó el potencial pesquero según los IME en 67 kg/ha/año.

Los MM basados en los valores de biomasa obtenidos por la evaluación hidroacústica (Plane y Downing, 1989) indicarían un rendimiento pesquero para el EdRB cercano a las 17500 ton/año (163kg/ha/año). En el caso del EdRB así como en otras ecoregiones, los factores edáficos desempeñan un rol más importante que en los lagos oligotróficos empleados en los análisis de regresión para los que se desarrollaron estos modelos. Las restricciones que presentan los modelos emergentes de las bases de datos empleadas para su elaboración, indican que a efectos de poder aplicar los IME y los MM con mayor precisión como estimadores de producción pesquera de bajo costo en el EdRB, debieran desarrollarse nuevas correlaciones que contemplaran solamente los datos de embalses templados sudamericanos.

La combinación de técnicas hidroacústicas y de pesca exploratoria presentó la posibilidad de calcular la capturabilidad de las artes de pesca a efectos de realizar ajustes en los valores de densidad obtenidos por artes experimentales. Los resultados obtenidos estarían dentro de las predicciones de los IME y MM, por lo que podría concluirse la conveniencia de ajustar estos modelos que presentan estimaciones de rendimiento pesquero en base al relevamiento de parámetros limnológicos de menor costo. No obstante estos métodos biológico-pesqueros aportaron información cuantitativa y cualitativa sobre ictiomasa pelágica que no es posible obtener con los IME y MM.

Las técnicas hidroacústicas con ecosonda de haz simple constituyeron estimadores de la distribución espacial y temporal de la ictiomasa de mayor costo que los IME y MM, aunque aportaron mayor información y precisión. Complementadas con técnicas de pesca experimental, permitieron la obtención rápida de información de base para manejo ecológico y pesquero del EdRB a un bajo costo relativo, aún subestimando el cálculo de ictiomasa. Los resultados obtenidos sugieren un patrón de distribución espacio-temporal caracterizado por

desplazamientos de los peces entre el cuerpo central del embalse y los brazos asociados a la época del año o al régimen hidrológico. En primavera y verano, con un régimen de precipitaciones menor, se encontraron agregaciones en los brazos de los tributarios. En otoño-invierno, cuando se incrementan las precipitaciones, las ecomarcas estuvieron más agregadas en el cuerpo del embalse, fundamentalmente en la zona central y centro-Oeste-represa

La información obtenida con la ecosonda de doble haz fue más precisa aunque con mayor costo tecnológico. Esta metodología permitió la determinación de ictiomasa con mayor exactitud, así como mayor precisión en la interpretación de la distribución espacial. La densidad media de peces encontrada en el EdRB presentó variaciones estacionales con valores de densidad media que oscilaron entre 109.5 ± 52.3 kg/ha y 372 ± 181 kg/ha. Estos valores indican una biomasa íctica total media de 27400 ton, pudiendo variar entre 15680 ton y 39200 ton.

Se propuso un indicador del estado de estrés (IR) basado en la propiedad de obtener datos cualitativos de la ictiomasa, fundamentalmente la composición por tallas de los peces interceptados por el haz acústico. Este IR, que relaciona la ictiomasa potencialmente reclutable a la pesquería con la ictiomasa total, mostró variaciones espaciales que evidenciaron áreas de cría, las cuales se caracterizaron por tener individuos de menor tamaño y por lo tanto valores más bajos del índice. Al comparar para un mismo ambiente las variaciones anuales del mismo, dentro de una misma estación del año, se obtuvo un indicador de estrés. En caso de constatarse una disminución anual de los valores del índice en forma sostenida a lo largo de series temporales largas se estaría ante un caso de rejuvenecimiento poblacional (e.g. como el que produce la pesca) o cambios en la estructura de las comunidades de peces, mientras que el aumento del mismo pudiera interpretarse como fallas en el

reclutamiento (ocasionadas por diversos impactos sobre las comunidades de peces o a cambios en la estructura de las mismas). En primavera el IR fue menor debido a un incremento en el número de juveniles debido posiblemente a la época de reclutamiento. El valor del mismo aumentó hacia verano y otoño, lo cual es previsible por el crecimiento natural que presentan los peces. Dado que no se poseen series anuales de datos que permitan hacer una interpretación de variaciones temporales del mismo (e.g. como varía en las primaveras de los últimos cinco años) no pudieron hacerse apreciaciones sobre el estado de estrés de las poblaciones pero se establecieron puntos de referencia para futuros estudios.

La tararira (*Hoplias malabaricus*) está siendo sometida a un fuerte estrés debido a la presión de pesca realizada en el embalse. La elevada tasa de explotación provocó rejuvenecimiento de la población, desapareciendo de las capturas comerciales las clases de edad superiores a 5 años. Este hecho produciría una paulatina disminución de la longitud media de los individuos reclutados a la pesquería, dado que a efectos de mantener el volumen actual de las capturas se ha constatado que algunos pescadores ya están utilizando redes con tamaños de malla menor. El rendimiento máximo sostenible medio de tararira calculado para el embalse fue de 126 ton variando entre 87 y 165 toneladas.

En primavera-verano se registró, mediante el análisis de curvas ABC, un incremento en el grado de estresamiento de las comunidades de peces mientras que en otoño-invierno este índice mostró menor grado de perturbación. Estas hipótesis fueron constatadas mediante el empleo en forma complementaria del indicador de estrés dependiente de la diversidad específica (H) (Caswell, 1976). El régimen de precipitaciones en la cuenca sería otro factor importante a considerar para la explicación del comportamiento de este índice, ya que con él se asocia indirectamente el manejo energético del cuerpo de agua (operación de vertederos, turbinado, etc.) que provoca variaciones importantes en los niveles de los

brazos del embalse, así como de las condiciones físico-químicas, especialmente de la concentración de fosfatos, turbidez y conductividad.

CAPÍTULO V: RECOMENDACIONES

El EdRB produjo modificaciones de la hidrología regional con consecuencias socioeconómicas y ecológicas. Sin embargo, se produjeron efectos positivos como la producción de hidroelectricidad, control de crecientes, aumento de la pesca y agricultura, ampliación de la capacidad de navegación, aumento del potencial de irrigación, ampliación de las actividades de recreación y turismo. A efectos de contemplar el uso múltiple del embalse y aprovechar estos efectos positivos, se hace necesario realizar un gerenciamiento integrado del mismo en base a un enfoque multidisciplinario. Las bases conceptuales para el mismo comprenden el control de los impactos antes y después del represamiento, el mantenimiento o la recuperación de la biodiversidad así como el control de la eutrofización y del exceso de nutrientes (Tundisi *et al*., 2000). Los principales métodos de manejo comprenden (Jorgens, 1990): 1) reforestación en las márgenes del embalse, 2) recuperación de tributarios, 3) recuperación y conservación de áreas buffer, 4) embalses previos de decantación para disminuir el ingreso de material en suspensión, 5) reintroducción de especies nativas de peces, 6) conservación de áreas naturales, 7) control de tiempo de retención del agua mediante operación de vertederos y turbinas, 8)control de erosión con prácticas agrícolas adecuadas y 9) control de uso de fertilizantes y agrotóxicos en la cuenca. Estas acciones causan reacciones en el ecosistema y particularmente sobre las comunidades de organismos acuáticos por lo que se hace necesario la implementación de sistemas de monitoreo de variables bióticas y abióticas a efectos de evaluar los efectos provocados y adoptar nuevas medidas de manejo en caso de requerirse.

A efectos de proveer las bases ambientales para el manejo propuesto, es necesario mantener un monitoreo estacional de variables bióticas y abióticas en un subconjunto de estaciones de muestreo representativas de las tres zonas del embalse, dado que los resultados mostraron diferencias espacio-temporales en el comportamiento de estas variables. Entre los aspectos más relevantes a considerar se encuentra la composición cuali y cuantitativa de organismos planctónicos, así como la biomasa íctica y su distribución (relevada mediante encaminamientos hidroacústicos en las tres zonas). El monitoreo debiera considerar asimismo el registro de la profundidad del disco Secchi, concentración de fosfatos y conductividad, dado que según los resultados obtenidos serían las variables más sensibles a monitorear.

Se recomienda definir a los arroyos Cardozo y Cañas como áreas protegidas, dado que se demostró un importante número de juveniles de peces en los mismos fundamentalmente entre setiembre y marzo. Este concepto comprendería vedar la pesca en esas áreas y siempre que el manejo energético lo permita, mantener elevado o (al menos evitar variaciones bruscas) el nivel del embalse entre octubre y enero.

Se sugiere además vedar la pesca artesanal en la entrada del río al embalse, en particular la desembocadura del arroyo Malo. Esta área debiera destinarse exclusivamente a pesca deportiva, dado que en la misma se encuentran representadas clases de edad de tarariras mayores a 5 años.

Es necesario mejorar el sistema de recolección de estadísticas pesqueras a efectos de evitar que las capturas anuales de tararira sobrepasen las 120 ton/año y que se desembarquen individuos menores de dos años. A tales efectos se sugiere la realización de muestreos mensuales en San Gregorio de Polanco, zona en que se centralizan todos los desembarques artesanales del embalse, así como asistencia social a la comunidad de

pescadores, brindándoles información sobre el estado del recurso y las medidas de manejo. También en este contexto sería deseable procurar la participación de los pescadores tanto en la recolección de la información como en la autorregulación.

Dado que han transcurrido mas de 5 años desde la realización de las campañas de muestreo en los que se basa la presente tesis y que como resultado de la misma se dispone de información ambiental y biológica, se sugiere la realización de nuevos estudios para identificar cambios en el estado del ecosistema y cotejar los valores de los índices de estrés aquí presentados.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Agostinho, A. y L. Gomes. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM. ISBN 85-85545-23-2. 387 p.

Agostinho, A; E. Okeda y J.Gregoris. 1994. Características económicas y sociales de las actividades pesqueras en el embalse de Itaipú, Brasil. COPESCAL Tech. Pap. 20 p.

Agostinho, A. y M. Zalewski. 1996. A planicie alugavel do alto rio Paraná: Importancia y Preservacao. EDUEM 100 p.

Amestoy, F. 1999. Acuicultura y pesca continental en Uruguay: Inf. Tec. INAPE-PNUD. 27 p.

Andronikova, I. N. 1996. Zooplankton characteristics in monitoring of lake Lodoga. Hydrobiologia 322: 173-179.

Anónimo. 1981. Manual de procedimientos para análisis de sedimentos. Universidad de Chile. Mimeo. 40p.

Anónimo. 1985. Resultados del Programa de monitoreo de las variaciones en la composición de la ictiofauna del embalse de Salto Grande. Inf. Tec. CTMSG-INAPE-INIDEP 100 p.

Anónimo. 1985b. Evaluación de los recursos pesqueros del río Uruguay. CARU-INAPE-INIDEP Pub. Tec. Comisión Administradora del Río Uruguay. Paysandú , Uruguay. 120 p.

Anónimo. 1985c. Infraestructura y potencial energético de la cuenca del Plata.. O.E.A. 169 p.

Anónimo. 1989. UTE. Aprovechamiento hidroeléctrico del río Negro. U.T.E. 35 p.

Anónimo. 1990. Informe final del Programa de evaluación de los recursos pesqueros del Río de la Plata. CARP-INAPE-INIDEP. Comisión Administradora del Río de la Plata. 140 p.

Anónimo. 1990b. Relatorio do projeto "ictiofauna e biologia pesqueira". Marco/86 a Febereiro/87. Fundacao Universidade Estadual Maringa-Itaipu. 120 p.

Anónimo. 1990c. Informe técnico del Programa de monitoreo de las variaciones de la ictiofauna en el embalse de Salto Grande y evaluación de la eficiencia de los pasos para peces. CTMSG-CARU-INAPE-INIDEP. Comisión Administradora del Río Uruguay. Paysandú, Uruguay. 40 p.

Anónimo. 1990d. Informe final de Programa de evaluación de los recursos pesqueros del río Uruguay. CARU-INAPE-INIDEP. 194 p.

Anónimo. 1991. Informes de los tres muestreos limnológicos realizados en los embalses del río Negro. Inf. Téc. Secc. Limnología. Fac. Ciencias 22 p.

Anónimo. 1993. Simposio Internacional sobre aspectos ambientais da bacia do Prata. Serie Bacia do Prata. Foz do Iguacu. Brasil. 208 p.

Anónimo. 1993b. Informe de la IV Reunión Técnica de la COPESCAL. Montevideo, Uruguay. 30 p.

Anónimo. 1994. Informe de la Consulta Técnica de la COPESCAL sobre manejo de la pesca en embalses de América Latina. COPESCAL Doc. VII/95/12. 50 p.

Anónimo. 1995. Informe técnico de las actividades de investigación realizadas en el embalse de Salto Grande. CARU-CTMSG. 100 p.

Anónimo. 1995b. Modificaciones de la ictiofauna causadas por la represa de Salto Grande y evaluación de la eficiencia de los pasos para peces. Inf. Téc. INAPE. 38 p.

Anónimo. 1999. Niveles hidrométricos del Embalse de Rincón del Bonete. Estadísticas. Doc. Tec. UTE 32p.

Ares, L. 1993. Edad y crecimiento de la tararira (*Hoplias malabaricus malabaricus*). Tesis de Licenciatura. Univ. Rep. Fac. Cienc. Montevideo, Uruguay. 60p.

Aronson, R.B. 1990. Onshore-offshore patterns of human fishing activity. Palaios 5:88-93.

Bertalanffy, L. Von. 1938. Untersuchungen ubre die Gesetzlichkeiten des Wachstums. 1. Allgemeine Grundlagen der Theorie. In: Sparre y Venema, 1995. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper, 306(1) 376 p.

Boesch, D. F. 1977. Application of numerical classification on ecological investigations of water pollution. Virginia Institute of Marine Science. U.S. Dept. of Comm. PB-269 604. 114p.

Bonetto, A.A; M. Cannon y D. Roldan. 1981. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el río Paraná. Ecosur 8 :29-40

Bonilla, S. 1997. Composición y abundancia fitoplanctónica de tres embalses en cadena sobre el río Negro, uruguay. Iheringia, Sér. Bot; Porto Alegre, 49: 47-61.

Burczynski, J. 1982. Introducción al uso de sistemas sonar para la estimación de la biomasa de peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, (191):Rev. 1: 74 p.

Burczynsky, J. y J. Dawson. 1984. Dual beam techniques for fish sizing and quantity estimates. Biosonics Application Memo (104). 8 p.

Cadima, E. L. 2000. Manual de availacao de recursos pesqueiros. FAO Documento Técnico sobre as Pescas. 393. 162 p.

Calijuri, M.C. 1988. Respostas fisioecologicas da comunidade zooplanctonica e fatores ecologicos em ecossistemas com differentes stagios de eutroficacao. Univ. Sao Paulo. Tesis Doctorado 200 p.

Caswell, H. 1976. Community structure: a neutral model analysis. Ecol. Monogr. 46:327-354.

CARU-INAPE-INIDEP, 1990. Evaluación de los recursos pesqueros del río Uruguay. Inf. Tec. CARU. 154 p.

Chediak, G., G. Fabiano, Z. Varela, R.Delfino y R. Quiros. 1985. Metodología de muestreo y estimación de abundancia relativa de peces en el embalse de Salto Grande. FAO-COPESCAL, Doc. Tec. 4:33-52.

Clarke, K. R. 1990. Comparisons of diminance curevs. J. exp. Mar. Biol. Ecol. 138: 143-157.

Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. Similarity based testing for community pattern: the 2 way layout with no replication. Mar. Biol. 118:167-176.

Cochran, W. G. 1977. Sampling techniques. New York, John Wiley and Sons, Inc. 428 p.

Coeck, J; A. Vandelannoote; R. Yseboodt y R. F. Verheyen. 1993. Use of the abundance/biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. Regul. Rivers, (8):1:73-82 p.

Conde, D; J. Gorga; M. Paradiso; J. Clemente; L. De León y G. Lacerot. 1999. Calidad de agua en el Embalse de Rincón del Bonete (Período 1994-1999). Inf. Téc. Fac. Ciencias. Depto. Limnol. 115p.

Conforti, V. y M. C. Pérez. 2000. Euglenophyceae of Negro river, Uruguay, South America. Algological Studies 97: 59-78.

Coulter, G. W. 1981. Biomass, production and potential yield of the lake Tanganika pelagic fish community. Trans. Am. Fish. Soc. 110:325-335.

Crossa, M. 1987. Análisis de una pesqería artesanal con puerto base en San Gregorio de Ponanco 1986-87 (Depto. De Tacuarembó, Uruguay). Fac. Hum. y Ciencias. Tésis no publicada. 80 p.

Crossa, M. y M. Petrere. 1999. Populational parameters and yield per recruit of the Traira, Hoplias malabaricus and Rhambdia sapo Block in the Rincón del Bonete reservoir. Tacuarembó, Uruguay. Int. Jour. Fish. Managm. Ecol. En prensa.

Dauer, D.M., M.W.Luckernbach y A.J. Rodi Jr. 1993. Abundance biomass comparison (ABC method): effects of an estuarine gradient, anoxic/hipoxic events and contaminated sediments. Mar. Biol. 116:507-518.

De la Cruz, J. 1994. Un programa integrado de computadora para el análisis de datos ecológicos. Rev. Inv. Cient. U.A.B.C.S., 3(1):93-97

Delfino, R. y C. Baigún. 1989. Comunidad de peces en el embalse de Salto Grande. FAO-COPESCAL, Doc. Tec. 9:7-30.

Delfino R. y C. Baigún. 1991. Comunidad de peces del embalse de Salto Grande. En: Vila, I (Ed.), Trabajos presentados en el Segundo Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses. Santiago, Chile. COPESCAL, Doc. Tec; (9)199 p.

DIPRODE-INAPE. 1993. Evaluación de los recursos pesqueros del embalse de Rincón del Bonete. Doc. Téc. INAPE 110 p.

Downing, J. A; C. Plante y S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1929-1936.

Edmondson, W. T. y G.C. Winberg (eds). 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Oxford, Blackwell Scie. Pub, 17:358p.

Ehrenberg, J.E. 1984 A review of in situ target strength estimation techniques. Proc. Symp.Fisher.Acoust. Bergen, Norway. 4 p.

Espinach Ros, A., S. Sverlij, F. Amestoy y M. Spinetti. 1995. Migration pattern of the sabalo (Prochilodus lineatus) tagged in the lower Uruguay river. Res. XXVI Cong.Int. Assoc.Theor.Appl.Limn. 255p.

Folk, R.L. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphil Publishing Co., Austin, Texas, 188 pp.

Folke, J.A., M. Hammer y A.M. Jansson. 1994. Life-support value of ecosystems:a case study of the Baltic Sea region. Ecol. Econ. 3:123-137.

Gayanilo, F.C., M. Soriano y D. Pauly. 1988. A draft guide to the COMPLEAT ELEFAN. ICLARM Software Project 2.: 65p. and 10 diskettes (5.25 inches, 360k).

Giordano, M. 1994. Edad y crecimiento del bagre negro (*Rhambdia sapo*). Tesis de Licenciatura. Fac. Cienc. (No publicada). 60 p.

Grassle, J.F., P. Lasserre, A.D. McIntyre y G.C. Ray. 1991. Biology International: Marine Biodiversity and Ecosystem Function. Vol.23. International Union of Biol. Sci., Paris. 200 p.

Gréboval, D., M. Bellemans y M. Fryd. 1994. Fisheries characteristics of the shared lakes of the East African rift. CIFA Tech.Pap. 24. Rome, FAO. 81 p.

Gulland, J. A. 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic fisheries working group report. ICES C.M. Doc. 3 (mimeo). 15 p.

Gulland, J.A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis. FAO Man.Fish.Sci. (4):154 p.

Gulland, J. A. 1971.Appraisal of a fishery. In: Methods for assessment of fish production in fresh waters (ed. W. E. Richter). BP Handbook 3. Blackwell, Oxford. 80 p.

Hammer, M., A.M. Jansson y B.O. Jansson. 1993. Diversity, change and sustainability: implications for fisheries. Ambio 22(2-3):97-105.

Hayes, F. R; W. W. Taylor y E. L. Mills. 1993. Natural lakes and large impoundment. In: Kohler, C. y W.Hubert Eds. Innland fishery management in North America. Bethesda: Am. Fish. Soc. 493-515.

Henry, R. 1999. Ecologia de Reservatorios: Estructura, Función y Aspectos Sociales. Ed. Raoul Henry FUNDBIO/FAPESP. 25 p.

Huston, M. 1979. A general hipótesis of species diversity. Am. Nat. 113: 81-101.

INAPE. 2000. La pesca artesanal en Uruguay. Publicación INAPE-PNUD. 180 p.

INAPE-DIPRODE. 1993. Informe anual del Relevamiento de los recursos pesqueros del embalse de Rincón del Bonete (Uruguay). 200 p.

INAPE-DIPRODE. 1994. Resultados del relevamiento de los recursos pesqueros del embalse de Rincón del Bonete (Uruguay). 160 p.

Jeffrey, S.W. y G.F. Humprey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochem.Physiol.Pflanz. 167 :191-194.

Jones, R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data. FAO Fish.Tech.Pap. 256 :118 p.

Jorgensen, S. E. 1990. Lake shore management. In: Guidelines for lake management. Vol. 3. ILEC, UNEP: 173 p.

Jorgensen, S.E. y H. Loffler. 1990. Guidelines of lake management: Lake shore management. Internat. Lake Environm.Com. Pub. (3):173

Junk, W. J. 1980. Áreas inundables, un desafío para la limnología. Acta Amazónica, 10(4): 775-795.

Kelso, J.R.M; R.J. Steedman y S. Stoddart. 1996. Historical causes of change in Great Lakes fish stocks and the implication for ecosystem rehabilitation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(Suppl. 1) 10-19.

Kieser, R. y T. J. Mulligan. 1984. Analysis of echo counting data: A model. Can. J. Fish. Aquat. Sci; 41:451-458.

Kimmel, B. L; O. T. Lind y L. J. Paulson. 1990. Reservoir primary production. New York: John Wiley and Sons. 133-194.

Magnuson, J.J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. BioScience 40:495-501.

Margalef, R. 1972. Ecología. Barcelona: ed. Omega. 951 p.

Margalef, R. 1983. Limnología. Barcelona: ed. Omega. 1010 p.

Mathisen, O. A. 1980. Acoustic stock assessment. EIFAC Tech. Paper 33: 115-141

Matuszek, J.K. 1978. Empirical predictions of fish yield on large North American lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 107:385-394.

Mc Lachlan, A. 1990. Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. Jour.Coast.Res. 6 :57-71

Mc Manus, J.W. y D. Pauly. 1990. Measuring ecological stress : variations on a theme by R.M. Warwick. Mar.Biol. 106 :305-308.

Mesnil, B. 1988. Logiciels pur l'evaluation des stocks de poisson. ANACO: logiciel d'analyse des données de capture par classes d'age sur IBM PC et compatibles. FAO Doc. Tech. Peches (101) Suppl. 3: 78 p.

Miller, J.C. 1980. Niche relationships among parasitic insects occurring in a temporary habitat. Ecology, 61: 270-75.

Morisita, M. 1959. Measuring of interespecific association and similarity between communities. Mem.Fac. Sci., Kyusu Univ.Ser.Biol. 3: 65-80.

Nogueira, M.G. 1996. Composición, abundancia y distribución espacio-temporal de las poblaciones planctónicas y de las variables físico-químicas en la represa de Jurumirim, río Paranapanema. Univ. Fed. Sao Carlos Tesis de Doctorado 439 p.

Oglesby, R.T. 1977. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production, and morphoedaphic factors. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2271-2279.

Oglesby ,R.T. 1977 b. Phytoplankton summer standing crop and annual productivity as functions of phosforus loading and physical factors. J. Fish. Res. Bd Can. 34: 2250-2270.

Oglesby, R.T. 1982. The MEI Symposium –overview and observations. Trans. Am. Fish. Soc. 111: 154-164.

Oldani, N. 1986. Evaluación acústica de peces por recuento de ecos. COPESCAL Doc. Tec. (4) 115-120.

José de Paggi, S. 1980. Campaña limnológica Keratella I en el río Paraná Medio: Zooplancton de ambientes lóticos. Ecología, Argentina, 4: 69-75.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. CIEM, 39:175-92

Pérez, M.C; S. Bonilla y G. Martinez. 1999. Phytoplankton community of a polymictic resorvoir, La Plata river basin, Uruguay. Rev. Brasil. Biol; 59(4): 535-541.

Persson, L. 1996. Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (54)85-88.

Persson, L; S. Diehl; L. Johansson; G. Andersson y S. F. Hamrin. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes: patterns and the importance of size-structured interactions. J. Fish Biol. 38:281-293.

Petts, G.E. 1984. Impounded rivers: perspectives for ecological management. Chichester: John Wiley and Sons. 326 p.

Philander, G. 1998. Learning from El Nino. Weather, 53(9): 270 p.

Plane, C. y J. A. Downing. 1989. Production of freshwater invertebrate populations in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1489-1498.

Pope, J. G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. Res. Bull. ICNAF, (9): 65-74.

Prenski, L.B. y C. Baigún. 1984. Resultados de la prospección pesquera en el embalse de Salto Grande (Febrero 1980-1981). Serie Contr. INIDEP Mar del Plata, Argentina 440: 48 p.

Quirós, R. 1980. Evaluación del rendimiento pesquero potencial del embalse de Salto Grande. Contr. 395 INIDEP.Mar del Plata, Argentina. 53 p.

Rawson, D.S. 1982. Mean depth and the fish production of large lakes. Ecology 33:513-521.

Rempel, R.S. y P.J. Colby. 1991. A statistically valid model of the morphoedaphic index. Can. J. Aquat. Sci., 48:1937-1943.

Reynolds, C. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press 384 p.

Rocha, O; T. M. Tundisi; E.L. Espindola; K.F.; Roche y A.C. Rietzler. 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: Tundisi J.G.; Straskraba M. (Eds) Theoretical Reservoir and its Applications. International Institute o Ecology, Brazilian Academy of Science, Backhuys Publishers. 29-51.

Ryder, R.A. 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 94(3), 214-218.

Ryder, R. A. y S. R Kerr. 1989. Environmental priorities: placing habitat in hierarchic perspective. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 65 p.

Ryder, R.A, S.R. Kerr, D.H. Loftus y H.A. Regier. 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator. Review and evaluation. J. Fish. Res. Bd Can. 31:663-668.

Salas, H y P. Martino. 1990. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS, 83pp.

Sánchez, J.A; F. Arreguin-Sanchez; M.E. Gonzalez y A. Díaz. 1994. A simple robust approach for virtual population análisis using spreadsheets, with an application to the red snapper fishery from the Compeche bank. Res. 41 th. Ann. Sess. Gulf Caribb. Fish. Inst., Miami (USA) 2 p.

Sladecek, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. Hydrobiologia, 100: 169-201.

Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1980. Biometry. The principles and practice of statistics in biostatistics in biological research. 2 edit. W. H. Freeman, San Francisco. 876 p.

Sparre, P., E. Ursin y S. C. Venema. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. FAO Fish. Tech. Pap. (306.1) Rome, FAO. 337 p.

Sparre, P. y S. C. Venema. 1995. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper, 306 (1). Rome, 376 p.

Starling, L.M. 1998. Development of biomanipulation strategies for the remediation of eutrophication problems in an urban reservoir, Lago Paranoa, Brazil. PhD Thesis, Institute of Aquaculture, Stirling. Scotland. 200 p.

Steedman, R.; T. Whilans; A. Behm; K. Bray; K. Cullis; M. Holland; Sl Stoddart y R. White. 1996. Use of retrospective information for aquatic habitat. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(Suppl. 1)

Straskraba, M. 1999. Self Organization, Direct and Indirect Effects. In: Tundisi J.G; Straskraba M. (Eds) Theoretical Reservoir and its Applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science, Backhuys Publishers. 29-51.

Strickland, J.D.H. y T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fish.Res.Brd., Canada. 2nd De. 310 p.

Sumari, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. Ann. Zool. Genn. 8: 406-421.

Summerfelt, R. C. 1993. Lake and reservoir habitat management. In: Kohler, C. y W.Hubert Eds. Innland fishery management in North America. Bethesda: Am. Fish. Soc. 231-261.

Taylor, C. C. 1958. Cod growth and temperature. J. Cons. Int. Explor. Mer 23:366-370.

Taylor, C. C. 1959. Temperature and growth –the Pacific razor clam. J. Cons. Int. Explor. Mer 25: 93-101.

Thienemman, A. 1927. Der Bau des Seebeckens in seiner Bedetung fur den Ablauf des Lebens im See Verh. Zool. Bot. Ges. Wien 77:87-91.

Thomaz, S.M. 1991. Influencia del régimen hidrológico sobre algunas variables limnológicas de diferentes ambientes acuáticos de la planicie de inundación del alto río Paraná. Tesis de Maestría. Univ. Fed. San Carlos 294p.

Thomaz, S.M; M.C. Roberto, F.A. Lansac; F.A. Estevez y A.F. Lima. 1992. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the high Paraná river, State of Mato Grosso do Sul, Brasil. Rev. Hydrobiol. Trop. 25(4): 269-276.

Traynor, J.J. y J.E. Ehrenberg. 1979. Evaluation of the dual beam acoustic fish target strength measurement method. J.Fish.Res. Bd Can. 36:1065-1071.

Toews, D.R. y J.S. Griffith. 1979. Empirical estimates of potential fish yield for the lake Bangweulu system. Aambia, Central Africa. J. Amer. Fish. Soc. 108:241-252.

Tundisi, J; T.M. Tundisi; O.Rocha y E.G. Espíndola. 2000. Limnologia y gerenciamiento integrado de presas en América del Sur: Avances recientes y nuevas perspectivas. Workshop on Dams, Develpment and the Environment. Sao Pablo. Brasil. 238 p.

Tundisi J. G; T.M. Tundisi y M.C. Calijuri. 1993. Limnology and management of reservoirs in Brasil. In: Straskraba M., Tundisi J.G y A.Duncan (eds) Comparative Reservoir Limnology and Water Qualiti Management. Ámsterdam:Kluweer. 25-55.

Tundisi, J; T.M. Tundisi; M. C. Calijuri y E. M. Novo. 1991. Limnology of six reservoirs in the Middle Tiete River, Sao Paulo, Brazil. Verh. Intern. Verein. Limnol. 24: 1489-1496.

Tundisi, T.G; T.M. Tundisi; T. Henry; O. Rocha y K. Hino. 1988. Comparacoes do estado trofico de 23 reservatorios do Estado de Sao Paulo: Eutrofizacao e namejo. In: Tundisi J.G (Ed.) Limnologia e Manejo de Represas. 1(1): 165-200.

Tundisi, T.G. y T. M. Tundisi. 1996. Comparative study of reservoirs. Biogeographical basis and soil occupation. So Paulo. Report to FAPESP. 30 p.

Tundisi, T.G. 1994. Regional approaches to river basin management in La Plata: an overview. In Environmental and Social Dimensions of Reservoir Development and Management in the La Plata River Basin (Nagoya, Japan, UNCRD) 1-6.

Underwood, A.J. 1995. Ecological research and environmental management. Ecological Applications, 5(1): 232-247.

Underwood, A.J. y P.G. Fairweather. 1989. Supply side ecology and benthic marine assemblages. Trends in Ecology and Evolution 4:16-20.

Vollenweider, R. 1968. Calculation models of photosynthesis. Chem. Mens. Inst. Idrobiol. 18: 425-457.

Warwick, R.M. 1987. Anew method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Mar. Biol. 92: 557-62.

Warwick, R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities : Pragmatical considerations. Aust.Journ.Ecol. 18: 63-80.

Warwick, R.M., N.R. Collins, J.M. Gee y C.L. George. 1986. Species size distributions in benthic and pelagic metazoa : Evidence for interaction ? Mar.Ecol.Prog.Ser. 34: 63-68.

Warwick R.M., T.H. Pearson y J. Ruswahyuni. 1987. Detection of pollution on marine macrobenthos : Further evaluation of the species abundance/biomass method. Mar.Biol. 95: 193-200.

Welcomme, R.L. 1975. The fisheries ecology of a model of African floodplain. CIFA Tech. Pap. 3:51.

Welcomme, R.L. 1985. River fisheries. FAO Fish.Tech.Pap. 262 :330 p.

Welcomme, R.L. y D. Hagborg. 1977. Towards a model of floodplain fish population and fishery. Environ. Biol. Fish. 2:7-24.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. Philadelphia: Saunders. 743 p.